DER BIOTOPWERT
EIN BEITRAG ZUR QUANTIFIZIERUNG DER ÖKOLOGISCHEN VIELFALT IM RAHMEN DER LANDSCHAFTS- UND FLÄCHENNUTZUNGSPLANUNG

George H. Bechet

1977

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554614_0041

DER BIOTOPWERT
EIN BEITRAG ZUR QUANTIFIZIERUNG DER ÖKOLOGISCHEN VIELFALT IM RAHMEN DER LANDSCHAFTS- UND FLÄCHENNUTZUNGSPLANUNG

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades am
Fachbereich Forstwissenschaft der
Ludwig-Maximilians-Universität München

vorgelegt von
George H. Bechet
München, 1976

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

Tag der Promotion: 22.2.1977

Berichterstatter: Prof.Dr.U.Ammer
Prof.Dr.R.Plochmann
Prof.Dr.K.Kreutzer
Prof.Dr.J.Huss

Vorwort

Die nachstehende Arbeit wurde im "Institut für Umweltforschung" in Villingen-Schwenningen begonnen und ab Oktober 1975 an der Forstlichen Forschungsanstalt München fortgesetzt. Für die Oberlassung des Arbeitsplatzes bin in dem Geschäftsführer der FFA, Herrn Forstdirektor Dr.Goettling zu Dank verpflichtet.

Im Rahmen des Schwerpunktthemas "Quantifizierung der Sozialfunktion des Waldes" wurden die Untersuchungen durch Mittel der Deutschen Forschungsgesellschaft gefördert. Für diese Förderung und die mir durch Herrn Professor Dr.U.Ammer gewährte Unterstützung möchte ich mich herzlich bedanken.

Es ist mir ein Bedürfnis, Herrn Prof.Dr.U.Ammer an dieser Stelle auch für die Themenstellung, Begleitung und kritische Diskussion zu danken.

Herrn Dipl.Ing.Dr.D.Bents schulde ich Dank für die Beratung und Unterstützung bei der Durchführung der Umfragen und ihrer statistischen Auswertung.

Dank sagen möchte ich auch dem Leiter des Institutes für Umweltforschung, Herrn Professor Dr.-Ing.E.Zepf, sowie den Mitarbeitern Herrn Dr.D.Rosenkranz und seiner Frau.

Herr H.Seuffert und Fräulein Ing.grad.A.Pohlmann haben mich bei der kartographischen Gestaltung in dankenswerter Weise unterstützt und Frau M.Irthaler bin ich für die Ausführung der technischen Arbeiten besonders dankbar.

München, im November 1976 George Bechet

G L I E D E R U N G

1.o	Einführung und Problemstellung	6
2.o	Ökologische Verarmung	8
2.1	Ökologische Verarmung in Struktur und Qualität	8
2.2	Ursachen der ökologischen Verarmung	12
2.2.1	Städtische Ballungsgebiete	12
2.2.2	Landwirtschaftliche Vorranggebiete	15
3.o	Die Vielfalt der Landschaft	24
3.1	Allgemeines zum Begriff der ökologischen Vielfalt	24
3.2	Notwendigkeit der ökologischen Vielfalt	29
3.2.1	Ökologische Stabilität	29
3.2.2	Artenschutz	31
3.2.3	Genreservoir	32
3.2.4	Wissenschaftliche Forschungsflächen	34
3.2.5	Erholung	34
3.2.6	Ethische Gründe	35
4.o	Regenerationsflächen	37
4.1	Bisherige Vorschläge zur Erhöhung der landschaftlichen Vielfalt	37
4.2	Erhöhung der Vielfalt durch Regenerationsflächen	38
4.3	Anforderungen an Regenerationsflächen	41
4.3.1	Verteilung im Raum	41
4.3.2	Verteilung auf der Fläche	43
4.3.3	Anteil an der Gesamtfläche	43

4.3.4	Größe der Regenerationsflächen	44
4.3.5	Fehlen menschlicher Beeinflussung	45
4.3.6	Natürlichkeit der Vegetation	46
4.3.7	Schichtung der Vegetation	47
4.4	Entwurf eines Konzeptes zur Verwirklichung von Regenerationsflächen	47
5.o	Erfassung der ökologischen Vielfalt	49
5.1	Methoden zur Erfassung ökologischer Vielfalt	5o
5.1.1	Messung der Vielfalt über Indikatoren	5o
5.1.2	Ableitung der Vielfalt	51
5.2	Indices der ökologischen Vielfalt	52
5.2.1	Arten- und Individuenzahl	52
5.2.2	Artenreichtumindices	53
5.2.3	Ähnlichkeitsindex	53
5.2.4	Diversitätsindices	54
5.2.5	Gleichmäßigkeitsindex	55
5.3	Diskussion der beschriebenen Methoden und Indices	56
6.o	Die Berechnung des Biotopwertes	58
6.1	Indikatorkonzept	58
6.2	Flächennutzungsarten als Indikator	59
6.2.1	Sonderkulturen	61
6.2.2	Acker	62
6.2.3	Intensives Grünland	63
6.2.4	Extensives Grünland	64
6.2.5	Hochstauden und Sträucher	65
6.2.6	Hecken und Gebüsche	66
6.2.7	Einschichtiger Nadelwald	67
6.2.8	Einschichtiger Laubwald	67
6.2.9	Mehrschichtiger Wald	68

6.3	Kriterien zur Bewertung	69
6.3.1	Artenreichtum der Fauna und Flora	7o
6.3.2	Schichtenstruktur der Vegetation	7o
6.3.3	Natürlichkeit der Vegetation	72
6.3.4	Ausbildung des Mikroklimas	72
6.3.5	Beeinflussung durch den Menschen	73
6.4	Skalierung der Kriterien	74
6.4.1	Methode der Skalierung	75
6.4.2	Durchführung der Skalierung	75
6.4.3	Ergebnisse der Skalierung	76
6.4.4	Oberprüfung der Werte	82
6.5	Gewichtung	82
6.5.1	Methoden der Gewichtung	83
6.5.2	Verfahren der konstanten Summen	83
6.5.3	Durchführung und Ergebnis der Gewichtung	9o
6.5.4	Oberprüfung der Gewichtung	91
6.5.5	Aggregationsformel zur Berechnung des Biotopwertes	92
6.5.6	Biotopwerte der einzelnen Flächennutzungsarten	92

7.o	Berechnung des Bedarfs an Regenerationsflächen	96
7.1	Ermittlung des Biotopwertes der Bezugseinheit	96
7.2	Richtwerte	97
7.3	Bedarfsberechnung und Bedarfsdeckung	1oo

8.o	Überprüfung der Methodik in Testgebieten	1o2
8.1	Die Testgemeinden	1o2
8.1.1	Schmiden	1o2
8.1.2	Oeffingen	1o3
8.1.3	Mägerkingen	1o3
8.1.4	Unterhausen	1o3
8.2	Kartierungsmethodik	1o4
8.3	Kartierungsergebnisse	1o4
8.4	Bewertungsergebnisse	1o9
9.o	Diskussion	115
1o.o	Planungsempfehlungen	12o
11.o	Zusammenfassung	122
12.o	Literatur	127

1.o EINFÜHRUNG UND PROBLEMSTELLUNG

In der Bundesrepublik Deutschland, wie in weiten Teilen Mitteleuropas, läßt sich insbesondere in Verdichtungsräumen und in agrarisch intensiv genutzten Gebieten eine zunehmende Verarmung der Landschaft in Struktur und Qualität feststellen.

Die Ursachen dieser Entwicklung sind in Verdichtungsräumen: Flächenverbrauch, direkte und indirekte Schadstoffeinwirkung sowie erhöhter Druck auf die Restflächen im Rahmen der Freizeitaktivitäten. In landwirtschaftlichen Vorranggebieten sind es: Zusammenlegung zu größeren Betriebseinheiten, Bewirtschaftung in Form von Monokulturen, Flurbereinigung, Mechanisierung und verstärkte Anwendung von Düngemitteln und Pestiziden.

Dies führt zu einer in der Struktur monotonen und großflächigen, in der Artenzusammensetzung verarmten Landschaft.

Beides sind Charakteristika eines primitiven Initialstadiums eines Ökosystems, denn mit zunehmender Reife des Ökosystems nimmt die Artenwahl zu, die Struktur und die systemimmanenten Zusammenhänge (z.B. Nahrungsketten, Parasitismus) werden komplexer. Damit vergrößert sich die Stabilität des Systems, d.h. seine Widerstandsfähigkeit gegen Störungen von Innen und Außen.

Abgesehen davon, daß eine vielfältige Landschaft aus Gründen der ökologischen Stabilität unerläßlich ist, ist sie auch aus folgenden Gründen notwendig:

- als Genreservoir
- zur Erhaltung wissenschaftlicher Forschungsflächen
- zum Aufbau und zur Gestaltung einer abwechslungsreichen Erholungslandschaft
- als Refugium und/oder Regenerationszentrum für seltene und empfindliche Tier- und Pflanzenarten.

Eine solche vielfältige Landschaft kann geschaffen werden durch Begrenzung negativer Einflußfaktoren wie Pestizidanwendung und hochmechanisierte Wirtschaftsmethoden, aber auch durch Erhöhung der Biotopvielfalt. Als Mittel hierzu bietet sich unter anderem an, die Ausweisung eines gewissen Prozentsatzes der Fläche einer Landschaft als Regenerationsflächen oder ökologische Zellen d.h. dem Produktionszwang entzogener und naturnah bestockter Flächen. Eine günstige Gelegenheit zur Ausweisung solcher Regenerationsflächen bieten z.B. die in den letzten Jahren stark zunehmenden Brachflächen.

Entsprechende Forderungen werden daher auch schon seit langem von Seiten der Wissenschaften und des Naturschutzes erhoben und haben in den letzten Jahren auch ihren Niederschlag in Raumordnungsprogrammen (z.B. der Bundesrepublik Deutschlands und Bayerns) gefunden.

Zum Problem der Anforderungen an Regenerationsflächen (Größe, Verteilung im Raum und auf der Fläche) finden sich in der Literatur vereinzelte Angaben, doch bleibt besonders die Frage des notwendigen Flächenanteils der Regenerationsflächen weitgehend ungeklärt. Dieser wird nicht für alle Landschaften der gleiche sein, sondern ist abhängig vom heutigen Zustand.

Es gilt also diesen Zustand über eine quantitative Bewertung der Landschaftsvielfalt zu erfassen. Zwar gibt es verschiedene Möglichkeiten zur Bewertung, doch sind diese meist zu aufwendig, um in der Praxis flächendeckend durchgeführt werden zu können.

Ausgehend von dieser Einschätzung soll im Rahmen dieser Arbeit versucht werden, einen praxisbezogenen Beitrag zur quantitativen Erfassung der Landschaftsvielfalt zu leisten, um so eine Ausweisung von Regenerationsflächen im Rahmen der flächenbezogenen Planung, namentlich der Flurbereinigungs-, Landschaftsrahmen- und Landschaftsplanungen zu erleichtern.

2.o ÖKOLOGISCHE VERARMUNG

2.1 Ökologische Verarmung in Struktur und Qualität

Zur Verdeutlichung der Situation soll im folgenden an Hand einiger Zahlen aus der umfangreichen Literatur etwas ausführlicher auf die zum Teil erschreckende Verarmung der Biozönosen und den starken Artenrückgang eingegangen werden.

Nach Mc TAGGART (1973) wurden in den letzten 4oo Jahren rund 13o Vogel- und Säugetierarten ausgerottet. Nach SUKOPP (1974) sind es sogar mehr als 35o Vogelarten und 28o Säugetierarten, die in den letzten 3oo Jahren ausgerottet wurden. 5oo weitere sind stark gefährdet. Zählt man hierzu die 1oo Amphibien- und Reptilienarten, sowie die 6o Fischarten, so kommt man auf rund 7oo stark gefährdete Arten (Mc TAGGART, 1973).

Bei den Pflanzen sieht die Lage keineswegs günstiger aus. Nach Unterlagen der Internationalen Union für den Schutz der Natur und der Naturgüter (IUCN) (SUKOPP, 1974, PFADENHAUER, 1976) sind weltweit 2o.ooo von insgesamt etwa 2oo.ooo Blüten- und Farnpflanzen vom Aussterben bedroht. Das sind 1o % des Bestandes. Dieses Verhältnis ist in den hochindustrialisierten Staaten Mitteleuropas noch ungünstiger.

So schreibt WESTHOFF (1968), daß 1956 in den Niederlanden der Anteil der unter dem Einfluß des Menschen verschwundenen, bedrohten oder im Rückgang befindlichen Pflanzenarten (Phanerogamen und Pteridophyten) rund 33 % der Gesamtflora des Landes ausmachte. Die damals noch nicht in vollem Umfang übersehbare Bedrohung durch die Anwendung von Herbiziden hat in der Zwischenzeit diesen Anteil auf 54 % erhöht.

Nach v.d.MAAREL (1971) wuchsen um 19oo in den Niederlanden durchschnittlich 25o Arten auf einer Fläche von ca. 2o qkm. 197o waren es auf derselben Fläche nur noch 18o. Pro qkm ging in dieser Zeit der Artenreichtum von 12o auf 7o, also um fast die Hälfte zurück.

In der Bundesrepublik Deutschland sieht das Bild ähnlich aus. Nach PFADENHAUER (1976) stehen von 2350 Pflanzenarten 898, also 38 %, auf der roten Liste der gefährdeten Arten.

SUKOPP (1974) gibt folgende Zusammenstellung:

55 Arten (Blüten- und Farnpflanzen) ausgestorben
180 Arten akut bedroht
170 Arten stark gefährdet
227 Arten gefährdet.

RAABE (1955) gibt an, daß im Laufe der letzten 150 Jahre in Schleswig-Holstein 20 autochthone Pflanzenarten ausgestorben und weitere 35 stark gefährdet sind.

Nach HAEUPLER (1974) sind heute in Niedersachsen 687 der 1847 bekannten Pflanzenarten, also 37 %, ausgestorben oder in unterschiedlichem Grad gefährdet.

Dieser Artenrückgang ist in Großstadtnähe besonders stark. PITZER (1974) gibt an, daß im Bereich der Großstädte 20 bis 27 % der Pflanzenarten stark gefährdet und bis zu 68 % gefährdet sind. Ausgestorben sind bis zu 24 % der Arten. Nach BORGER (1972) sind in Stuttgart etwa 6 % der vor 100 Jahren vorkommenden Pflanzenarten verschwunden. In Berlin sind es 12 % und in Frankfurt 17 %.

WINK (1974) stellte bei Bestandesaufnahmen in der Siegniederung bei Bonn fest, daß innerhalb von 14 Jahren (1960 - 1973) 21 % der regelmäßigen Brutvogelarten einen Rückgang um mehr als 50 % aufwiesen. Vergleichbare Tendenzen konnte BURCKHARDT (1973) für Duisburg und Umgebung feststellen.

Andererseits sind nicht alle Vegetationstypen gleich stark bedroht, sondern die Gefahr besteht vor allem für die ökologisch besonders wertvollen, naturnahen und halb-natürlichen Gesellschaften, die besonders empfindlich auf Umweltveränderungen reagieren und auch am häufigsten agrarstrukturellen und forstlichen Meliorationsmaßnahmen

zum Opfer fallen.

Nach RAABE (1955) entfallen 6o % der in Schleswig-Holstein gefährdeten Arten auf Flach- und Hochmoore, Trockenrasen usw., obwohl diese Vegetationstypen nur wenige Prozent der Landesfläche einnehmen.

PFADENHAUER (1976) hat in übersichtlicher Form die Arten nach Gefährdungsgrad und Vegetationstypen zusammengestellt.

Tab. 1: Zusammenstellung der Anzahl gefährdeter Pflanzenarten in einigen Vegetationstypen der Bundesrepublik+

	ausgestorben, verschollen	vom Aussterben bedroht	stark gefährdet	gefährdet	pot.gefährdet
Limnische Ökosysteme	2	16	16	17	6
Röhrichte	2	6	6	4	4
Nieder- und Obergangsmoore einschl. Streuwiesen	6	23	35	51	9
Hochmoorkomplexe	1	6	8	1o	o
Wildgrasfluren (Magerrasen)	11	42	46	57	8o
Zwergstrauchheiden	3	o	2	3	1
Ackerwildkraut-Gemeinschaften	9	19	18	24	2
Auwälder inkl. Bruchwälder	3	8	7	18	1o
Eichen-Mischwälder	2	7	3	2o	28
sonst.Wälder	o	7	13	25	26

+zusammengestellt nach der "Roten Liste der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Arten von Farn- und Blütenpflanzen" (SUKOPP 1974) und der "Pflanzensoziologischen Exkursionsflora für Süddeutschland" (OBERDORFER 197o).

Die Abnahme einiger wichtiger Nutzungsarten und zur selben Zeit deren Hauptursachen gehen aus Tabelle 2 hervor:

Tabelle 2: Nutzung der Wirtschaftsfläche im Bundesgebiet 1960 und 1970

Nutzungsarten	in 1000 ha 1960	1970	Veränderung absolut	in %
Landw.Nutzfläche	14266,2	13798,8	- 467,4	- 3,3
Waldflächen, Forsten	7106,4	7169,5	+ 63,1	+ 0,9
Unkultivierte Moorflächen	188,3	169,7	- 18,6	- 9,9
Öd- und Unland	700,4	672,6	- 27,8	- 4,0
Gebäude-,Hof- u.Industriefl.	818,7	1048,2	+ 229,5	+ 28,0
Wegeland u.Eisenbahnen	982,0	1115,0	+ 133,0	+ 13,5
Friedhöfe, Parks, Sportanlagen	77,8	141,5	+ 63,7	+ 81,9
Flug- und Übungsplätze	182,5	217,9	+ 35,4	+ 19,4

Quelle: MATERIALIEN zum UMWELTPROGRAMM (1971)

Besonders stark abgenommen haben Ackerland, sowie die nutzungsextensiven Öd- und Unlandflächen und Moorflächen (also durchweg biologisch wertvolle Gebiete). Stark zugenommen hingegen haben Siedlungs- und Verkehrsflächen, sowie Militäranlagen. Die leichte Waldzunahme dürfte zweifellos auf Aufforstung von Grenzertragsböden beruhen und verschleiert eigentlich die Waldausstockung in Ballungsgebieten. Als Beitrag zur landschaftlichen Vielfalt können diese Aufforstungen ohnehin nicht angesehen werden, da es sich fast ausschließlich um Fichten- und

Kiefernreinkulturen handelt.

Obwohl die Zahlen nicht immer voll übereinstimmen, zeigen diese wenigen Angaben aus der umfangreichen Literatur doch eindeutig in welchem Maße Biotope und ihre Flora und Fauna in den letzten Jahrhunderten und vor allem Jahrzehnten abgenommen haben.

2.2 Ursachen der ökologischen Verarmung

Die Ursachen dieser Entwicklung sind vielfältiger Natur. Sie hängen jedoch alle direkt oder indirekt mit dem Bevölkerungswachstum sowie der zunehmenden Technisierung und Motorisierung zusammen. Unterschiede werden jedoch besonders zwischen städtischen Ballungsgebieten und Agrargebieten deutlich.

2.2.1 Städtische Ballungsgebiete

Eine der Hauptursachen für die Verarmung der Landschaft ist zweifellos das Bevölkerungswachstum. Obschon die Geburtenrate der deutschen Bevölkerung sich in letzter Zeit leicht verringert hat, war die Bevölkerungsentwicklung u.a. durch das andersartige, generative Verhalten des ausländischen Bevölkerungsanteils auch im letzten Jahrzehnt positiv. Der RAUMORDNUNGSBERICHT (1972) der Bundesregierung gibt für den Zeitraum 1961 bis 1971 ein Wachstum von 56,185 auf 6o,651 Millionen an, d.h. + 7,9 %. Dadurch stieg die ohnehin schon hohe Bevölkerungsdichte von 226 auf 244 Einwohner/qkm. Diese Zunahme der Bevölkerungsdichte war nicht gleichmäßig verteilt, sondern in den Ballungsgebieten besonders stark ausgeprägt. So stieg sie z.B.:

- in Düsseldorf um 79 Einwohner/qkm
- in Köln um 73 Einwohner/qkm
- in Frankfurt/Darmstadt um 6o Einwohner/qkm
- im Raume Neckar/Franken um 43 Einwohner/qkm.

Die zunehmende Verstädterung der Bevölkerung wird auch von ENGELHARDT (1968) betont. Seinen Angaben zufolge wohnten Anfang des 19.Jahrhunderts nur etwa 12 % der Bevölkerung in Siedlungen mit mehr als 5ooo Einwohnern. 1965 lebten bereits 65 % der Bevölkerung in städtischen Siedlungen, davon waren 9 Städte über 5oo.ooo Einwohner und 3 Millionenstädte.

Die Verstädterung aber bedeutet außer einer Zunahme der Siedlungsfläche, die auch durch gehobene Wohnansprüche (Wunsch nach Eigenheimen, Trend zu neuen und größeren Wohnungen) verursacht wird (DORNIER, PROGNOS, AMMER, 1975), eine Zunahme der Infrastrukturflächen (Verkehrsflächen, Flugplätze, öffentliche Einrichtungen usw.). ENGELHARDT (1968) gibt den Verlust an land- und forstwirtschaftlichem Boden in der Bundesrepublik Deutschland mit 7o ha/Tag und ungefähr 2oo qkm/Jahr an. MATTERN (1964) kommt zu etwas höheren Zahlen, nämlich 26o qkm/Jahr. Nach AMMER (1969) werden seit 1965 in der Bundesrepublik täglich 112 ha wertvoller Boden für Bauland und Verkehrsanlagen verbraucht. Dem Staatsanzeiger Baden-Württemberg (1971) zufolge verlor Baden-Württemberg in den letzten 1o Jahren 62oo ha/Jahr an Bauland.

Auch diese Flächenverluste sind keineswegs gleichmäßig auf Regionen und Nutzungsarten verteilt sondern der Schwerpunkt liegt eindeutig in den Ballungsgebieten. Dort nahm nach OLSCHOWY u.a. (1969) in den Jahren 1949 - 1964 die landwirtschaftliche Nutzfläche um 15 % ab. Das ist 1 % pro Jahr. Besonders betroffen sind die landwirtschaftlich gut bis sehr gut geeigneten Böden (ZILLENBILLER, 1972).

Der bevorzugte Flächenverlust in den Ballungsräumen, wie er für die landwirtschaftliche Nutzfläche dargelegt wurde, gilt auch für den Wald. AMMER (1972) weist nach, daß 35 % aller Waldausstockungen des Landes Baden-Württemberg in den Stadt- und Landkreisen Stuttgart, Ludwigsburg, Heidelberg, Mannheim, Karlsruhe und Freiburg vorgenommen wurden. Hingegen fielen auf diese Gebiete nur 2 % aller Aufforstungen.

FISCHER (1968) gliedert den Waldverlust in den Jahren 1949 - 1960 in der Bundesrepublik Deutschland folgendermaßen auf:

- 33 % für Siedlungszwecke
- 23 % für Industrie- und Gewerbe
- 16 % für landwirtschaftliche Siedlungen
- 28 % für Straßen und andere Verkehrsanlagen.

Ein weiterer wichtiger Faktor, der zur Verarmung beiträgt, sind die Emissionen von Industrie, Verkehr, Hausbrand usw. in den städtischen Ballungsgebieten. Zwar sind direkte Nachweise über die Auswirkungen oft nur schwer zu führen, aber schon 1967 wurde geschätzt, daß in Mitteleuropa 200 000 ha Wald durch Industrieemissionen gefährdet seien, davon 70 000 in ihrer Existenz bedroht (WENTZEL, 1967). BOSSAVY (1968) schätzt diese Fläche auf Grund weiterer Daten auf knapp 300 000 ha.

Weiterer Belastung werden die Biotope durch den zunehmenden Erholungsverkehr ausgesetzt. SPEIGHT (1973) gibt folgende Auswirkungen an:

- Bodenverdichtung und Erosion
- Eutrophierung
- direkte Beschädigung und Zerstörung von Fauna und Flora
- Veränderung der Zusammensetzung von Fauna und Vegetation
- Veränderung des Bedeckungsgrades der Vegetation.

SEIBERT und ZIELONKOWSKI (1972) konnten mit zunehmender Nähe zur Siedlung einen drastischen Rückgang der Pflanzenarten feststellen. Ihre Zahl sank von 61 in 150 m Entfernung auf 29 in 25 m Entfernung von der Siedlung.

BEZZEL (1976) konnte ähnliches für die Vogelarten in den Isarauen nördlich Münchens feststellen. Auch hier stieg mit zunehmender Entfernung von der Stadt, und also abnehmender Störung, die Artenzahl deutlich an.

Es wird also deutlich, daß in Verdichtungsräumen die Landschaftsstruktur durch die Ausdehnung der Siedlungsflächen und Infrastruktureinrichtungen ungünstig verändert wird, dies besonders zu Lasten der land- und forstwirtschaftlichen Flächen. Zusätzlich wird die Vielfalt der Biozönosen durch Belastungen wie Immissionen und Erholungsaktivitäten weiter vermindert.

2.2.2 Landwirtschaftliche Vorranggebiete

Für den Artenrückgang und die Biotopverarmung sind in landwirtschaftlich genutzten Gebieten und insbesondere in agrarischen Vorranggebieten andere Faktoren verantwortlich.

Jahrhundertelang war Mitteleuropa ein überwiegend landwirtschaftlich genutzter Raum, in dem ein hoher Anteil der Bevölkerung in der Primärproduktion tätig war und auf meist kleinen Parzellen eine Vielfalt von Produkten anbaute, da im Nahrungsmittelbereich weitgehende Autarkie herrschte.
Aus einer anfänglichen Feld-Graswirtschaft, die lokal mit Wanderfeldbau mit Brandrodung verbunden war, entwickelte sich allmählich die Dreifelderwirtschaft. Sie war vom 8. bis 19.Jahrhundert das beherrschende Wirtschaftssystem. In der Fruchtfolge wechselten Sommerfrucht, Winterfrucht und Brache ab, wobei sowohl die abgeernteten Felder als auch Brache beweidet wurden. In den Gewannen herrschte strenger Flurzwang. Grünland war gemeinsamer Besitz (Allmend). (SCHMIDT, 1969) Angebaut wurden überwiegend einheimische oder schon vor Jahrhunderten eingewanderte Arten (Hafer, Gerste, Roggen, Kohl, Dinkel usw.). (JAHN-DESBACH, 1968)

Die aus dieser Wirtschaftsweise hervorgegangene Kulturlandschaft war abwechslungsreich, gut strukturiert und reich an halb-natürlichen Vegetationstypen, die heute zum Teil geschützt sind. Erwähnt seien nur Heiden, Trockenrasen, Streuwiesen und Niederwald. Da der Wald

als potentielle Vegetation fast die ganze Fläche bedeckt hätte, trug die menschliche Bewirtschaftung durchaus zur räumlichen Vielfalt der Landschaft bei (WESTHOFF, 1968).

Heute hingegen geht der Trend in Richtung Nivellierung der Landschaft. Im Zuge der Rationalisierung und Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion bedingt durch betriebswirtschaftliches Denken und Mangel an Arbeitskräften entsteht eine großräumige Monokulturlandschaft. Zur Vereinfachung der Bewirtschaftung, vor allem der Bearbeitung mit Maschinen, werden im Rahmen der Flurbereinigung größere Betriebseinheiten und Flurstücke gebildet.

Die vorher meist nur aus Erdwegen bestehenden Wegenetze werden schematisiert und durchwegs mit festem Belag (Asphalt, Beton) versehen. Die landschaftsstrukturierenden Elemente (Hecken, Flurgehölze, Einzelbäume) werden als betriebserschwerend entfernt. Was bleibt ist eine großflächige, ausgeräumte Landschaft. Untersuchungen im Naturpark Nassau (52o qkm) ergaben, daß 32 % der Flur vollkommen ausgeräumt ist. Im Naturpark Schwahn-Nette (46o qkm) waren es fast 5o % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (PFLUG, 1968). Dieser Prozentsatz dürfte außerhalb der Naturparke noch weitaus höher sein.

Vielfach werden auch die kleinsten der biologisch so wertvollen Feuchtgebiete (Hoch- und Niedermoore, Feuchtwiesen, Tümpel, Wassergräben) zur Produktion herangezogen und daher drainiert (RINGLER, 1976).

Nach BRAUN (1974) sind in Bayern seit Beginn der Moorkultivierung zu Ende des 19.Jahrhunderts von 141 ooo ha Streuwiesen und Niedermooren rund 1oo ooo ha, also mehr als 2/3 melioriert und in Grün- oder Ackerland überführt worden. Auch im Emsland werden noch jährlich 5o ha Moorflächen kultiviert (LUKOWSKI, 1968).

Der Wasserhaushalt der Landschaft wird weiterhin durch Begradigung

und zum Teil sogar Verdohlung der Gewässer, Entfernen der Ufervegetation oder aber Bewässerung nachhaltig verändert.

Die Bodenbearbeitung mit Maschinen, die an PS-Zahl und Gewicht ständig zunehmen und intensive Arbeitstechniken (Vollumbruch mit tiefgreifenden Pflügen, Mähdrescher usw.) wirken sich, über Bodenverdichtung und ständige Störung des Edaphons und der Bodenbrüter, negativ aus (FRANZ, 1968). Dies gilt auch für die Vorverlegung der Heuernte.

Ähnliche Veränderungen sind auch in der Forstwirtschaft feststellbar: Rationalisierung der Bestandespflege und der Ernte, Umbau von Laubwald in Nadelwald, Aufforstung von Grenzertragsböden, die vorher eine interessante Flora und Fauna beherbergten, sind Faktoren, die sich auf die Biotop- und Artenvielfalt ungünstig auswirken.

Im folgenden soll an Hand einiger Beispiele versucht werden, die sich aus den veränderten Bedingungen bei der Bodennutzung ergebenden Konsequenzen aufzuzeigen.

FRANK (1956) weist nach, daß Mäuseplagen überwiegend in landwirtschaftlich wenig strukturierten Gebieten auftreten. Dies beruht sehr wahrscheinlich auf dem Fehlen der Predatoren, die ihrer Lebensmöglichkeiten beraubt wurden.

HEIDEMANN (1964) stellte fest, daß in den eintönigen Marschen der Westküste Schleswig-Holsteins die Artendichte der Laufkäfer und anderer Arthropoden wesentlich niedriger ist als im durch Hecken und Feldgehölze gut strukturierten Kulturland Ostholsteins.

Nach Untersuchungen von TISCHLER (1958) ergibt sich im Wald-Feld-Randbereich eine wesentlich höhere Artendichte als auf dem freien Feld, da hier die Lebensbedingungen vielfältiger sind.

Auch aus dem Bereich der Forstwirtschaft liegen einige Beispiele vor.

So zählte ENGEL (1941) in einem Kiefern-Reinbestand der Letzlinger Heide 247 Arthropodenarten. In einem Kiefernbestand mit mäßiger Traubeneichenbeimischung waren es hingegen 437 Arten.

SCHWERDTFEGER (1946) weist auf Veränderungen in der trophischen Kette hin. In einem reinen Kiefernforst fanden sich unter den Bewohnern der Streuschicht 82 % phytophage und 12 % zoophage Insekten. Die entsprechenden Zahlen für ein Mischwaldgebiet waren 42 zu 3o %.

BERGMANN (1952) macht für den Rückgang des Apollo-Falters nicht so sehr das Nachstellen durch Sammler, als vielmehr die Aufforstung der Lebensräume des Falters verantwortlich.

Die Waldfauna wird durch Veränderungen in der Wirtschaftsform stark beeinflußt. (HAAPANEN, 1962, KRUMBIEGEL, 1954). Dies gilt besonders für Rauhfußhühner. Auerwild zum Beispiel ist auf einen ungleichaltrigen Bestandesaufbau angewiesen und reagiert stark auf großflächige Rodungen und Kahlschläge. Haselwild wird durch die Umwandlung von Niederwald in Nadelwald zurückgedrängt (POPP und MÖLLER, 1966).

Auswirkungen der Begradigung von Bächen und Flüssen beschreibt zum Beispiel DITTMAR (1955), der in natürlichen Bächen des Sauerlandes 486 Arten mit durchschnittlich 318o Individuen/qm feststellen konnte; hingegen waren es in begradigten Bächen derselben Größenordnung nur 241 Arten (d.h. weniger als 5o %) mit einer durchschnittlichen Individuenzahl von 45o/qm (das sind rund 15 %).

Auch auf die negativen Folgen der Bodenbearbeitung durch ständige Beunruhigung der Bodenbewohner, Veränderung der Bodenstruktur und des Mikroklimas weisen zahlreiche Autoren hin.

MEYER-BRENKEN (1965) untersuchte die Vernichtung und Vertreibung von Wirbeltieren durch moderne landwirtschaftliche Maschinen (u.a. beim Rebhuhn, Fasan, Reh, Trappe) und weist in diesem Zusammenhang

auf die negativen Folgen der vorverlegten Heuernten hin, deren Konsequenzen (getötete und verstümmelte Säugetiere und Vögel) allgemein bekannt sein dürften.

TISCHLER (1958) stellte in Rüben- und Kartoffelfeldern eine im Vergleich zur Winterhalmfrucht stark verarmte Lebensgemeinschaft fest, weil viele Arten (z.B. Lycosiden, Carabiden, Philantus) durch die ständige Beunruhigung bei der Bodenbearbeitung vom Frühling bis in den Sommer hinein ihre Existenzmöglichkeit verlieren oder zumindest ins Pejus geraten. Nicht alle Bodentiergruppen sind gleichmäßig betroffen. Besonders deutlich wird die Beeinträchtigung aber z.B. bei Regenwürmern. In Holland wurden in Obstkulturen bei Dauerberasung 434, bei ständig offengehaltenem Boden hingegen nur 32 Regenwürmer auf einem Quadratmeter Boden gezählt (FRANZ, 1968).

ATLAVINYTE (1967) gibt für diese Störungen eindrucksvolle Zahlen an (Tabelle 3) die den Zusammenhang zwischen zunehmender Intensität der Bodenbearbeitung und abnehmendem Reichtum der Bodenbewohner deutlich machen.

Tabelle 3:

Tiergruppen	Brache	perennierende Pflanzen	1 x/Jahr gepflügt	3-4 x/Jahr gepflügt
Nematoden (je 1 g Boden)	1.1-3.2	1.1-3.2	o.7-1.8	o.4-1.2
Oribatei (je 1oo ccm Boden)	72	136	28	7
Euchytracida (je o,25 ccm B.)	23-72	23-72	39-1o6	2o-37
Lumbricidae (je $1m^2$)	83	76	28	15
Insecta,Larven(je 1 m^2)	22	19	9	4

Ein Beispiel auch für die indirekten Auswirkungen der Mechanisierung gibt PEITZMEIER (1969) nach Untersuchungen der Avifauna in Westfalen. Nach Einsatz von Mähdreschern fehlen im Winter die früher beim Dreschen angefallenen Spreuhaufen vor den Feldscheunen, auf die vor allem Kleinvögel als Nahrungsquellen angewiesen waren. Der Winterbestand ging drastisch zurück. Während im Januar der Jahre 1956 bis 1960 die mittlere Gesamtzahl (ermittelt durch Linientaxierung) in der Warburger Börde 178 betrug, waren es 1968 nur noch 36. Die entsprechenden Werte für Februar betrugen 172 und 78.

Einen besonders negativen Einfluß auf die biologische Vielfalt der freien Landschaft üben die Pestizide aus. CARSON'S (1964) Mahnungen haben dieses Problem zwar ins Bewußtsein weiter Teile der Öffentlichkeit gebracht. Eine weitere Steigerung des Verbrauchs von Pestiziden aller Art (Herbizide, Fungizide, Insektizide usw.) konnte damit jedoch nicht verhindert werden. Im Gegenteil: NOIRFALISE (1974) schreibt in seinem Bericht für die EG von einem um 2oo - 3oo % erhöhtem Verbrauch innerhalb des letzten Jahrzehnts.

Die Wirkungen der Pestizide sind vielfältiger Natur:

- durch selektive Stoffe werden bestimmte Pflanzen oder Tierarten getötet, oft flächenhaft ausgerottet;
- nicht-selektive Produkte vernichten neben der eigentlichen Zielart auch nahestehende Arten;
- indirekte Folgen entstehen durch Kumulation (z.B. bei organochloren Insektiziden). Diese möglichen Auswirkungen über die Nahrungsketten werden kaum jemals berücksichtigt;
- der Transport der Produkte durch Wasser und Wind bringt Auswirkungen auch außerhalb der Zielfläche mit sich (BLASZYK, 1972).

Einige Beispiele sollen dies deutlich machen:

Nach PFADENHAUER (1976) sind 65 Arten und damit rund 2o % aller Ackerwildkräuter durch Anwendung von Herbiziden und mechanische Saatgutreinigung ausgerottet oder stark gefährdet. Darunter befinden sich bekannte und beliebte Arten wie Ackerrittersporn und Kornrade (RADEMACHER, 1963).

In einem mit DDT-HCH bestäubten Eichenbestand sank innerhalb von 2 Monaten nach der Anwendung der Arthropodenbestand auf 32 % des Kontrollbestandes (SCHWERDTFEGER, 1957).

v.KLINGEREN et al.(1966) stellten ein massives Hasensterben nach Dieldrinbehandlung von Rapsfeldern in holländischen Poldern fest.

MÖRZER-BRUINS (196o) zählte nach Ausbringung von parathiongetränkten Körnern und Erbsen 27 ooo tote Vögel in 55 Arten. Ähnliches ereignete sich in den 5o^{er} Jahren in England nach Ausbringung von Dieldrin und Aldrin (BLASZYK, 1972).

Auf die Anreicherung von Insektiziden in den trophischen Ketten weist z.B. ROBINSON (1948) hin, der in fischfressenden Vögeln eine rund looofach höhere Dieldrinkonzentration als im pflanzlichen Plankton feststellte. Eine ähnliche Zunahme der Konzentration in der Nahrungskette von pflanzlichem Plankton bis zu fischfressenden Vögeln wies WOODWELL (197o) für DDT und seine Metaboliten im Süßwasser nach.

WURSTER et al. (1965) berichten von der Vernichtung von 7o % der Wanderdrosselpopulation, nach Spritzen von DDT gegen den Erreger des Ulmensterbens. Die Wanderdrosseln ernährten sich z.T. von den Regenwürmern dieses Gebietes.

Die im Fett gespeicherten Gifte werden bei längeren Hungerperioden oder Streßsituationen frei und führen so häufig zu Massensterben,

die aus der augenblicklichen Situation heraus nicht erklärbar sind. So stellte KOEMANN (1970) fest, daß während der Brutzeit viele Eiderentenweibchen starben, da sie zu dieser Zeit keine Nahrung aufnehmen und folglich ihre Fettreserven abbauen müssen. Die Männchen waren nicht betroffen, obschon sie genauso hohe Mengen an Dieldrin, Endrin usw. im Körper hatten.

BLASZYK (1972) weist auf die Wirkung subletaler Pestizidmengen auf die Fortpflanzung hin. Es kommt demnach bei vielen Brutpaaren nicht zur Eiablage, oder die Eier sind dünnschalig und zerbrechlich, oder es ist erhöhte Embryomortalität festzustellen.

So berichten LOCKIE und RATCLIFFE (1964), daß in einem Teil Schottlands, nach Einführung des Schafbadens in Dieldrin, die Bruterfolgsquote der Steinadler auf 29 % absank. Die Steinadler ernähren sich zum Teil von verendeten Schafen. Außerhalb dieses Gebietes brüteten die Steinadler normal. Nach Verbot des Schafbadens in Dieldrin nahmen Eierschalendicke und Bruterfolgsquote wieder zu.

Diese wenigen Beispiele aus der umfangreichen Literatur dürften deutlich gemacht haben, wieviele, verschiedene Faktoren der heutigen Lebens- und Wirtschaftsweise auf die freie Landschaft und ihre Bewohner einwirken und in welchem Maße die biologische Vielfalt schon zurückgegangen ist bzw. bedroht ist.

Eine solche in der Struktur monotone und großräumige, in der Artenzusammensetzung verarmte Landschaft ist gekennzeichnet durch: mangelnde ökologische Stabilität u.a. durch höhere Anfälligkeit gegenüber Schädlingen und Krankheiten auf Grund der gestörten Nahrungsketten (z.B. Fehlen der Predatoren), fehlender Konkurrenz und einseitigem, dafür aber großflächig vorhandenem Nahrungsangebot; Fehlen einer genetischen Reserve zur Anpassung an sich wandelnde Umwelteinflüsse. Zusätzlich ist oft ein gestörter Wasserhaushalt und Bodenerosion zu beobachten.

Selbstverständlich bleibt in einer solchen Landschaft auch kaum Platz für "Wildflächen", also Flächen die wirtschaftlich nicht oder nur sehr extensiv genutzt werden und somit einer Vielzahl von seltenen und empfindlichen Tier- und Pflanzenarten als Refugium oder Regenerationszentrum dienen können. Diese Flächen sind aber auch für weniger seltene Arten von großer Bedeutung, da diese hier das Nahrungsangebot und die Lebensmöglichkeiten finden können, die ihnen in den übrigen Landschaftsteilen entzogen werden.

Dies sind einige der Gründe, die eine Erhöhung der landschaftlichen Vielfalt in Struktur und Qualität dringend geboten erscheinen lassen, wenn eine ökologisch gesunde Landschaft erhalten oder wiederhergestellt werden soll. Neben einer Minimierung beeinträchtigender Faktoren (z.B. Pestizide), gilt es über die Flächennutzung die Biotopvielfalt zu erhöhen. Wie in Kapitel 4 noch näher zu erläutern sein wird, kann und soll dies über eine größere Vielfalt zwischen den Flächen und eine größere Vielfalt innerhalb der Flächen geschehen (KREBS, 1972).

Vielfalt zwischen den Flächen bedeutet eine kleinräumigere Wirtschaftsweise mit unterschiedlicher Nutzung der Einzelflächen als Gegensatz zur großräumigen Nutzung mit einer Flächennutzungsart (etwa Getreide).

Vielfalt innerhalb der Fläche bedeutet eine möglichst gut strukturierte Flächennutzungsart. Dies heißt aber auch, daß nicht alle Nutzungsarten einen gleich großen Beitrag zur landschaftlichen Vielfalt leisten können.

Da aus ökonomischen Gründen auf weniger vielfältig strukturierte Nutzungsarten nicht verzichtet werden kann, ist es gerade in diesen Landschaftsteilen notwendig ein Mindestmaß an Vielfalt über die Einrichtung oder Ausweisung von Regenerationsflächen, d.h. naturnah bestockter und dem Produktionszwang weitgehend entzogener Flächen, zu erreichen.

3.o DIE VIELFALT DER LANDSCHAFT

3.1 Allgemeines zum Begriff der ökologischen Vielfalt

Zur Verdeutlichung des Problems sollen einige Konzepte und Erkenntnisse der theoretischen Ökologie, und insbesondere der Ökosystementwicklung herangezogen werden.

Besonders eingehend haben sich mit diesem Thema ODUM und MARGALEF befaßt, die wohl als erste kohärente Konzepte zur Ökosystementwicklung vorgeschlagen haben.

Nach ODUM (1969, 1971) können die wesentlichen Kennzeichen der Ökosystementwicklung der ökologischen Suskzession entnommen werden. Diese

- ist ein geregelter Prozeß der Biozönoseentwicklung, der deutlich gerichtet und daher vorhersehbar ist;
- ist ein Resultat der Veränderungen der Umwelt durch die Biozönose, d.h. diese bestimmt den Ablauf der Sukzession, wobei Ausgangspunkt und Grenzen der Entwicklung durch die abiotischen Faktoren gegeben sind;
- findet ihren Höhepunkt in einem Klimax, in dem ein Maximum an Biomasse und Artenvielfalt (= Information) vorhanden ist und die systemimmanenten Zusammenhänge (Nahrungsketten, Symbiose, Parasitismus usw.) optimal entwickelt sind;
- hat ihr Ziel im homeostatischen, also stabilen, Zustand.

MARGALEF (1963, 1968) baut seine Erklärung der Ökosystementwicklung, die in den Grundlinien der ODUM'S vergleichbar ist, auf dem Konzept der Reife (Maturität) des Ökosystems auf. Diese kann über den Grad der Struktur und der Organisation (Nahrungsketten, Energiefluß) be-

stimmt und ausgedrückt werden. Als dynamische Eigenschaft nimmt die Reife mit der Zeit, also mit fortschreitender Sukzession, zu und erreicht ihren Höchstwert in der Klimaxgesellschaft, in der ein Optimum an Biomasse, Informationsgehalt, Struktur und Organisation erreicht wird.

Die Maturität kann aber auch zum Vergleich verschiedener Klimaxgesellschaften herangezogen werden wobei z.B. dem Laubwald ein höheres Maß an Maturität als der Tundra zugesprochen wird, da die oben genannten Faktoren Biomasse, Organisation usw. höhere Werte erreichen.

Im Laufe der Ökosystementwicklung lassen sich folgende Vorgänge beobachten (DAUBENMIRE, 1968; KREBS, 1972" MARGALEF, 1963, 1968; ODUM, 1969, 1971; OSCHE, 1972; STUGREN, 1972):

- Die Strukturierung des Systems nimmt zu.
- Die Zahl der ökologischen Nischen (d.h. der physischen Umwelt und der funktionalen Stellung der Arten innerhalb der Biozönose) vergrößert sich.
- Die Artendiversität nimmt zu.
- Der Anteil der euryöken Arten (Arten mit weitgefächerten Ansprüchen) nimmt ab zugunsten der stenöken Arten (enge Ansprüche).
- Die Beständigkeit der Artenzusammensetzung nimmt zu.
- Die Spezialisierung der Lebensformen nimmt zu.
- Die Langlebigkeit der Arten nimmt zu.
- Die systemimmanenten Zusammenhänge (Parasitismus, Symbiose, Nahrungsketten usw.) nehmen zu und werden komplexer.
- Die Biomasse nimmt zu.
- Das Verhältnis Produktion zu Biomasse (P/R) wird kleiner.
- Desgleichen wird das Verhältnis Produktion/Respiration (P/R) kleiner und nähert sich schließlich dem Wert 1.

- Der Anteil der in lebenden Zellen und im Detritus gebundenen Nährstoffe nimmt zu.

Die Richtung dieses Sukzessionsprozesses kann durch äußere Einflüsse (Klimaveränderungen, menschliche Bewirtschaftung u.a.) verändert werden. Katastrophenartige Einflüsse (z.B. Lawinen, Erosion, starke menschliche Eingriffe) können die Sukzession aber auch auf ein frühes Entwicklungsstadium zurückwerfen.

ODUM (1969) weist darauf hin, daß nur junge Sukzessionsstadien hohe Produktivität (hohes Verhältnis Produktion/Biomasse) haben. Eben dies wird aber in der Landwirtschaft und zunehmend auch in der Forstwirtschaft unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten angestrebt.

Wenn wir jetzt noch einmal auf die Darlegungen des Kapitels 2 zurückgreifen, dann wird deutlich, daß die dort berichteten Fälle nichts anderes sind als Beispiele für das Zurückführen natürlicher Sukzessionen auf sehr frühe Stadien. Die Strategie der Sukzession aber ist auf das Gegenteil ausgerichtet, nämlich auf ein hohes Biomasse/Produktion-Verhältnis und damit auf Stabilität.

Durch das Zurückwerfen auf ein frühes Sukzessionsstadium werden die Ubiquisten (euryöke Arten) gefördert, während die stenöken Arten vertrieben oder vernichtet werden. Dies bedeutet nicht nur eine größere Gleichförmigkeit im Aussehen der Landschaft, sondern auch in der Zusammensetzung der Biozönose.

THIENEMANN (1956) beschreibt dies, auf der Grundlage seiner beiden biozönotischen Grundsätze, wie folgt: "Je größer die Einseitigkeit in den Lebensbedingungen, um so artenärmer die Biozönose, aber um so mehr sind auch gemeinsame Charakterzüge bei den Formen, die sie zusammensetzen, vorhanden, d.h. um so gleichförmiger wird sie".

Hierauf und auf die Abhängigkeit von der ungestörten Entwicklung (Zeitfaktor) weisen auch WESTHOFF (1968) und v.d.LEEUWEN (1960) in ihrer Theorie des "limes divergens/limes convergens" hin. Dies ist eine theoretische Begründung des allgemein bekannten "edge effect", wonach in Grenzbereichen (ecotone), etwa an Waldrändern, die Lebensbedingungen vielfältiger sind, und damit die Artenvielfalt höher, als in den beidseits angrenzenden Gebieten (BUCHWALD, 1972; JAKUCS, 1972; ODUM, 1971).

Der "limes divergens" ist als Grenzbereich durch ein hohes Maß an zeitlicher Konstanz und räumlicher Vielfalt (variety in space) gekennzeichnet, d.h. er ist von Punkt zu Punkt verschieden, aber jeweils stabil. Grenzbereiche dieser Art (Zonationen oder Mosaikkomplexe) tragen relativ artenreiche Gesellschaften, und zeichnen sich außerdem durch feine und unscharf begrenzte Teilstrukturen aus. Typische Beispiele sind u.a. die Mantelgesellschaften der Prunetalia spinosae.

Der "limes convergens" hingegen ist gekennzeichnet durch wechselnde Lebensbedingungen mit einem hohen Grad von Verschiedenheit im Laufe der Zeit (variety in time), bedingt durch die in Übergangsbereichen auftretenden Umweltschwankungen. Dies führt zu relativ artenarmen Gesellschaften mit einem hohen Anteil an Ubiquisten (Störungsgesellschaften). Beispiele finden sich hauptsächlich in Kulturlandschaften z.B. Ruderalgesellschaften.

Die ungestörte Entwicklung führt also schließlich zur Klimaxgesellschaft die in unseren Breiten fast immer der Wald ist (von einigen Ausnahmen wie Seen, hochalpinen Matten usw. abgesehen). Obschon innerhalb der einzelnen Waldgesellschaft meist ein Optimum an Vielfalt erreicht würde, würde dies die räumliche Vielfalt der Landschaft herabsetzen. Unter den gegebenen Umständen ist eine solche Entwicklung ohnehin nicht denkbar. Ob sie erwünscht wäre, kann bezweifelt werden, denn zur Vielfalt, die wir kennen und erhalten wollen, gehören ohne Zweifel auch durch menschliche Wirtschaft geschaffene Formen der Kulturlandschaft

wie Streuobstwiesen, Trockenrasen, Streuwiesen usw.

Vielfalt wie wir sie hier verstehenwollen, soll also nicht einseitig auf bedingungslose, natürliche Sukzession ausgerichtet sein, sondern es muß darauf hingewiesen werden, daß zur Erhaltung oder Wiederherstellung der räumlichen Vielfalt der Landschaft einige Bedingungen eingehalten werden müssen:

- Es dürfen nicht alle Flächen zur Erhöhung der Produktivität in ein frühes Entwicklungsstadium überführt werden, d.h. intensiv land- oder forstwirtschaftlich genutzt werden.
- Es dürfen nicht auf weiten Flächen alle Gesellschaften derselben Behandlung unterworfen werden (Monokulturen), sondern es muß auch in der heutigen Kulturlandschaft möglich sein, ein ökonomisch vertretbares, im einzelnen noch zu bestimmendes Maß an räumlichem Wechsel einzuhalten.
- Es muß eine gewisse Dauerhaftigkeit der Flächennutzung sichergestellt sein, damit die Gesellschaften sich auf die Umweltbedingungen einstellen können (Zeitfaktor der Sukzession).
- Auch in der Kulturlandschaft muß Platz für solche Flächen sein, die dem Produktionszwang vollkommen entzogen sind und auf denen die natürliche Sukzession ungestört ablaufen kann (ökologische Zellen, Regenerationsflächen, siehe Kapitel 4.o).

3.2 Notwendigkeit der ökologischen Vielfalt

3.2.1 Ökologische Stabilität

Einer der wichtigsten Gründe, die für die Erhaltung bzw. die Wiederherstellung der Biotopvielfalt sprechen, ist ohne Zweifel die Stabilität des Ökosystems.

Über die Kausalbeziehung Biotopvielfalt-Artenvielfalt, auf die weiter unten noch ausführlich eingegangen werden soll, gibt es kaum Meinungsverschiedenheiten. Dies gilt nicht von vorneherein für die Beziehung Artenvielfalt-Stabilität. Ein Großteil der Diskussionen und der dabei entstehenden Mißverständnisse rühren aber ohne Zweifel daher, daß oft unterlassen wird anzugeben, welche Stabilitätsdefinition verwendet wird (KREBS, 1972).

In der Tat kann man mehrere verschiedene Formen der Stabilität unterscheiden (ORIANS, 1974):

- Konstanz des Systems
- Inertie (Widerstand gegen Störungen)
- Elastizität (Geschwindigkeit mit der das System nach einer Störung wieder in einen stabilen Zustand gelangt)
- Amplitude (der Veränderungen bei Störungen)
- Cyklusstabilität
- Stabilität der gerichteten Entwicklung

ORIANS meint dazu, daß nicht alle Formen der Stabilität gleichzeitig erreicht werden können. Wenn versucht wird, eine Form der Stabilität zu maximieren, so muß unter Umständen die Reduktion einer anderen Art der Stabilität hingenommen werden.

Zumindest aber Inertie (d.h. Widerstandsfähigkeit des Systems gegen Störungen) und Cyklusstabilität (regelmäßige und gleichmäßige

Populationsschwankungen) sind positiv korreliert und werden durch Umweltvielfalt günstig beeinflußt. Eben diese beiden Arten der Stabilität scheinen in diesem Zusammenhang wichtig. Besonders unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten, d.h. in diesem Zusammenhang einer nachhaltigen Nutzung der natürlichen Ressourcen, ist es von großer Bedeutung, daß die genutzten Arten, damit aber auch die mit ihnen in der Biozönose verbundenen anderen Arten, keine unerwarteten und allzu starken Bestandesschwankungen zeigen. Diese aber sind besonders typisch für großflächige Monokulturen (z.B. Nonnengradationen in Kiefernbeständen), während sie in vielfältig genutzten, gut strukturierten Landschaften kaum auftreten, oder sich doch zumindest in, auch wirtschaftlich, vertretbaren Grenzen halten (SCHWERDTFEGER, 1975).

Wie aus Abschnitt 3.1 deutlich wird, nehmen im Laufe der Sukzession mit der Artenzahl die Zahl der Zusammenhänge innerhalb des Systems zu. Auf dieser Vielfalt der Berührungs- und Kreuzungspunkte aber beruht die Flexibilität und damit die Stabilität des Systems (LEIBUNDGUT, 1975; KACZMAREK, 1962; STUGREN, 1972). Die Kreuzungspunkte zwischen den Nahrungsketten aber hängt u.a. von der Zahl der polyphagen Tierarten ab, d.h. von der Organisation der trophischen Ketten und der Zahl der Nischen (KACZMAREK, 1962). Dies kann am Beispiel der Räuber-Beute-Beziehung verdeutlicht werden. Ein Predator mit einseitiger Diät, ist den Populationsschwankungen seiner Beuteart ausgeliefert. Bei vielseitiger Diät jedoch kann er auf andere Beutearten ausweichen. Umgekehrt sind die Populationsschwankungen einer Art mit nur einem Predator weit größer als die einer Art mit zahlreichen Predatoren.

Zur Inertie bemerkt DAUBENMIRE (1968), daß diese mit der Diversität der Arten und Beziehungen zunimmt. Da Umweltveränderungen wie z.B. Klimaschwankungen meist nur wenige Arten treffen, können die restlichen Arten die Auswirkungen auf das Ökosystem als Ganzes abdämpfen. Und je reicher die Biozönose, umso geringer die Zahl der betroffenen Arten und die Auswirkungen auf das System.

ELLENBERG (1963) und MITSCHERLICH (1975) weisen allerdings darauf hin, daß nicht alle einfachen Systeme instabil sind (z.B. Schilfgürtel, nördlicher Nadelwald usw.). Wenn geringe Diversität an extremen Standorten nicht unbedingt geringe Stabilität bedeutet, so ist andererseits jedoch kein Fall bekannt, wo ein einfaches Ökosystem stabiler ist als ein komplexes. Eine Erhöhung der Diversität dürfte wohl kaum jemals eine Verringerung der Stabilität bedeuten, und damit immer von Vorteil sein.
Bei der Erhöhung der Diversität handelt es sich, wohlverstanden, um die natürliche Entwicklung im Rahmen der Sukzession und nicht um künstliche Zuführung von Arten. Dies dürfte bei einigen Laborversuchen (GOODMANN, 1974) übersehen worden sein, die die Ungültigkeit der These der Abhängigkeit der Stabilität von der Diversität, beweisen sollten.

Daß instabile Standorte mit großen und nicht vorhersehbaren Schwankungen nur die Entwicklung eines verhältnismäßig einfachen Systems zulassen, und andererseits komplexe Systeme verhältnismäßig stabile Umweltfaktoren verlangen (MAY, 1974) entspricht den Grundlinien der Ökosystementwicklung (siehe Abschnitt 3.1).

3.2.2 Artenschutz

Wir hatten schon in Kapitel 2.o auf den Rückgang oder die Gefährdung vieler Arten hingewiesen. Nun nimmt wie in Abschnitt 3.1 deutlich wurde, mit der Vielfalt der Biotope auch die Vielfalt der Arten zu. Dies ist verständlich, da die unterschiedlichen Ansprüche der verschiedenen Arten nicht in einer uniformen Landschaft erfüllt werden können. Je größer also die Vielfalt der Biotope, umso größer ist auch die Strukturdiversität (Zahl, Aufbau und Ausdehnung der Vegetationsschichten) und die Anzahl der ökologischen Nischen und umso größer die Möglichkeit die Lebensansprüche verschiedener Tier- und Pflanzenarten erfüllen zu können. Für diesen Zusammenhang gibt es zahlreiche Belege.

HEIDEMANN (1964) konnte ihn an Arthropoden in Schleswig-Holstein nachweisen. BEZZEL (1974, 1976) stellte im Werdenfelser Land, in den Isarauen und im Erdinger Moos mit zunehmender Strukturdiversität eine Zunahme der Vogelarten fest. TISCHLER (1955) wies den Zusammenhang an Bodenbewohnern nach. Eine positive Korrelation zwischen Strukturdiversität und Anzahl der Vogelarten wurde durch MAC ARTHUR (1961) festgestellt. PIANKA (1966) fand ähnliche Beziehungen zwischen Pflanzenvolumendiversität und Anzahl der Eidechsenarten. So nahm die Zahl der Eidechsenarten von 5 bei einem Diversitätswert von 0,08 auf 10 bei einem Diversitätswert von 0,52 zu.

Besonders wichtig ist dies für empfindliche Arten, die besonders stark auf Veränderungen ihrer Lebensräume reagieren. Noch ausgeprägter gilt dies für stenöke Arten, die an eine bestimmte Umwelt gebunden sind. Schon heute kann das Überleben einiger Arten nur in Naturschutzgebieten gesichert werden (LANDOLT, 1971; MAC TAGGART, 1973). Unter den Vogelarten der Bundesrepublik Deutschland sind z.B. Goldregenpfeifer, Tordalk, Dreizehenmöve, Brandseeschwalbe und Eissturmvogel ausschließlich, Kranich, Graugans und Schwarzhalstaucher überwiegend auf Naturschutzgebiete angewiesen (SUKOPP, 1974). Ähnliches gilt vor allem auch für die Fauna und Flora der Moore und Trockenrasen. Sicher ist, daß ohne Flächen, die als Refugien und Regenerationszentren dienen, zahlreiche, weitere Arten aus unseren Landschaften verschwinden würden.

3.2.3 Genreservoir

Die Bedeutung der Landschaft oder der Landschaftsteile als Reserve an genetischem Material mag auf den ersten Blick als nicht allzu groß erscheinen. Doch kommt dieser Funktion eine zunehmend wichtigere Rolle sowohl in Entwicklungsländern bei dem Aufbau einer eigenen Forst- und Landwirtschaft, als auch, unter dem Gesichtspunkt der rationalen Rohstoffnutzung, in Europa zu.

Jede Tier- und Pflanzenart ist ein potentieller Lieferant von Nah-

rung und Rohstoffen. Gerade bei Züchtungen ist es wichtig auf das Genmaterial der bodenständigen, den Umweltverhältnissen angepaßten Arten oder Unterarten zurückgreifen zu können. Dies wird umso schwieriger, je kleiner dieses verfügbare Genpotential auf Grund sinkender Artenvielfalt (hier auch Unterarten) wird (LANDOLT, 1971).

Wichtig ist das Genreservoir z.B. im Hinblick auf:

- Nahrungsmittel: In Entwicklungsländern wurden oft die früher üblichen Arten, die den Lebens- und Umweltverhältnissen gut entsprachen, von eingeführten Arten verdrängt, die sich dann aber nicht bewährten (Schädlingsanfälligkeit, Klimaunverträglichkeit usw.). Hier dürfte oft eine Rückkehr zu endemischen Arten notwendig werden. Es hat sich z.B. gezeigt, daß durch planvolle Nutzung der Großwildbestände in einigen Teilen Afrikas wesentlich höhere Proteinerträge erwirtschaftet werden können, als durch die Zucht von Rindern, die wegen der Bedrohung durch die Nagana-Krankheit zudem hohe veterinärmedizinische Kosten verursachen (EGGER et al, 1972; GOLDSMITH und ALLEN, 1972).
- Heilpflanzen: gerade hier nimmt auch in Europa, besonders auch unter Berücksichtigung des Trends zu Naturheilmitteln, die Suche nach neuen Rohstoffen zu.
- Schädlingsbekämpfung: Sowohl in der biologischen wie auch in der integrierten Schädlingsbekämpfung ist es wichtig auf die natürlichen Predatoren und Parasiten der verschiedenen Schädlingsarten zurückgreifen zu können. Hier sind aber in Unkenntnis der ökologischen Zusammenhänge irreparable Schäden angerichtet worden.

3.2.4 Wissenschaftliche Forschungsflächen

Eine möglichst vielfältige Landschaft mit zumindest stellenweise natürlichen oder doch naturnahen Biotopen ist auch für die Bereitstellung von Flächen für die wissenschaftliche Forschung von besonderer Bedeutung. Manche Forschungsrichtungen sind ohne Freilandflächen unter natürlichen Bedingungen undenkbar.
Dies gilt z.B. für:

- die in den letzten Jahren verstärkt betriebene biologische und ökologische Grundlagenforschung z.B. innerhalb des "International Biological Programm" (ELLENBERG, 1973);
- die Pflanzensoziologie allgemein, besonders aber auch im Hinblick auf die Beobachtung der natürlichen Vegetationsentwicklung;
- viele forstwissenschaftliche Fragen z.B. für den Waldbau (natürliche Verjüngung, Entwicklung von Bannwäldern usw.) (u.a.SCHLENKER, 1954).

Für diese Forschungsbereiche, deren Bedeutung auch für die Anwendung in Landschaftsplanung,"Land-management" und Naturschutz zunimmt, werden möglichst viele Biotope benötigt, die langfristig zur Verfügung stehen und einer ungestörten Entwicklung überlassen bleiben (BUTZKE, 1976; GROSSER u.a., 1967; NIEMANN, 1968; NIEMANN u.BAUER, 1965; SEIBERT, 1974).

3.2.5 Erholung

Mit zunehmender Freizeit und dem Trend zur aktiven Erholung nimmt die Bedeutung der Landschaft für die Erholung zu (AMMER u.ZEPF, 1971; MANTEL, 1965), wobei die Anforderungen zunehmend in Richtung einer abwechslungsreichen und gut strukturierten Landschaft gehen, denn hier findet der Erholungssuchende die Abwechslung, die er in städtischen Gebieten vermißt.

KIEMSTEDT (1967) der als erster versucht hat, diesen Komplex zu quantifizieren, hat für seinen Vielfältigkeitswert Gewässer- und Waldrandlänge, die Nutzungsarten und das Relief erfaßt, also die strukturierenden Landschaftselemente. Ähnliches Gewicht messen diesen Faktoren RUPPERT (1971), GUNDERMANN (1972) und BENTS (1974) zu. Letzterer konnte darüber hinaus auch in einer Skala der Beliebtheit der Freilandnutzungsformen nachweisen, daß naturnahe, gut strukturierte und abwechslungsreiche Nutzungsformen wie z.B. Wacholderheiden oder Streuobstwiesen unter dem Gesichtspunkt der Freizeitnutzung wesentlich beliebter als monotone, wenig strukturierte Nutzungsarten (wie Getreidefelder, Weinberge u.ä.) sind.

3.2.6 Ethische Gründe

Neben den bisher angeführten Gründen, die ja doch utilitaristisch sind, sprechen auch ethische Gründe für die Erhaltung oder Wiederherstellung einer vielfältigen Landschaft.

Wenn schon in unserer Landschaft die Nutzung weitestgehend von Wirtschaftlichkeitsgesichtspunkten bestimmt wird, sollte doch für alle Arten, unabhängig von ihrer Nützlichkeit oder Schädlichkeit und ihrem wissenschaftlichen Interesse, ein gewisser Prozentsatz der Fläche als Lebensraum zur Verfügung stehen.

Diese Forderung, die schon vor Jahrzehnten vom klassischen Naturschutz erhoben wurde (u.a. KRAUS, 1966), wird jetzt Teil der Bemühungen um eine vernünftige Umweltpolitik (AMÉRY, 1976) und hat sich z.B. in den U.S.A. zu einer Ethik der Wildnis entwickelt (GILLETT, 1972; Mac CLOSKEY, 1970; KILGORE, 1966). Sie sollte nicht, wie dies leider oft geschieht, als romantische Schwärmerei abgetan werden. Ist es doch letztlich eine ethische und philosophische Frage, ob wir die Erde nur als menschliches Betätigungsfeld ansehen oder ob wir auch anderen Lebewesen um ihrer selbst willen Lebensraum zugestehen wollen.

Wilhelm Heinrich RIEHL drückte es in seiner "Naturgeschichte des deutschen Volkes" schon vor über 100 Jahren so aus:

"Jahrhundertelang war es eine Sache des Fortschritts, das Recht des Feldes gegen die Wildnis zu vertreten. Heute aber ist es ein Fortschritt, neben dem Recht des Ackerlandes auch das Recht der Wildnis zu verteidigen, denn alle Wildnis ist eine notwendige Ergänzung für das kultivierte Festland."

Aber selbst wenn man diese ethische Verpflichtung nicht bejaht, bleibt, daß auch wissenschaftliche, umwelthygienische (biologische Schädlingsbekämpfung, Resistenzzüchtung) und wirtschaftliche (gleichmäßige Produktion, Genreservoir, Erholungsattraktivität usw.), wenn auch erst langfristig wirksam werdende Gesichtspunkte für eine vielfältige Landschaft sprechen.

4.0 REGENERATIONSFLÄCHEN

4.1 Bisherige Vorschläge zur Erhöhung der landschaftlichen Vielfalt

Zu der aus den erwähnten Ursachen, dringend notwendigen Erhöhung der Biotopvielfalt in Struktur und Qualität sind einige Vorschläge oder Teillösungen in der Literatur zu finden. Sie seien hier kurz dargestellt:

ODUM (1969, 1971) geht von seiner in Kapitel 3.1 erläuterten Theorie der Ökosystementwicklung aus. Nach dieser wird im Laufe der Sukzession das Verhältnis von Nettoproduktion zur Biomasse kleiner, wobei ein zunehmend größerer Teil der Bruttoproduktion in die Erhaltung des Systems geht und daher nicht mehr geerntet werden kann. Diese ökologisch sinnvolle Entwicklung steht im Widerspruch zu den Bedürfnissen und Wünschen des Menschen, der möglichst hohe und gleichmäßige Erten erwartet. Als Lösung sieht ODUM zwei Möglichkeiten. Einerseits denkt er an eine Kompromißform der Flächennutzung in der auf höchste Produktivität verzichtet wird und dadurch ein notwendiges Maß an Schutzfunktion gewährleistet bleibt. Als bessere Lösung schlägt ODUM jedoch die "Kompartimentierung" der Landschaft vor, d.h. die Landschaft soll in Bereiche unterschiedlicher Nutzungsintensität eingeteilt werden. Er unterscheidet dabei die folgenden Nutzungstypen:

- städtisch-industrieller Typ (nicht vital)
- produktiver Typ (intensive land- und forstwirtschaftliche Nutzung)
- Schutztyp (reife Systeme, mit fehlender oder nur gelegentlicher Nutzung)
- Kompromiß-Typ zwischen den beiden letzteren (multiple-use System)

ODUM legt sich dabei nicht fest, ob diese Mischung der verschiedenen Nutzungstypen großräumig oder kleinräumig erfolgen soll. Desweiteren wird nichts darüber ausgesagt, welchen Prozentsatz die verschiedenen

Typen haben müßten, um eine gesunde Umwelt zu gewährleisten.

HABER (1972) schließt sich diesem Modell an, erweitert es jedoch durch die Forderung, daß jeder Nutzungstyp in sich möglichst variiert sein sollte, so daß etwa der produktive Typ nicht nur aus Weizenfeldern besteht, sondern eine Mischung von Getreide, Hackfrucht und Sonderkulturen enthält. Außerdem sollen im Bereich eines Typs die anderen Typen mit insgesamt 1o - 2o % der Fläche vertreten sein. Er scheint eine eher kleinräumige Mischung anzustreben.

BUCHWALD (1972) geht von demselben Grundgedanken aus, wenn er für die städtisch-industriellen Ballungsgebiete Ausgleichsräume zur Lieferung von sauberem Wasser, reiner Luft, Erholungsmöglichkeiten usw. fordert. Als Beispiel erwähnt er den Bodenseeraum, den man dann wohl im Zusammenhang mit dem mittleren Neckarraum sehen müßte. BUCHWALD befürwortet damit eher eine großräumige Lösung. Hier fragt sich, inwieweit die erwünschten Produkte dieser Ausgleichsräume über weite Strecken transportiert werden können bzw. ob dies ökonomisch und ökologisch sinnvoll sein kann. Diese Modellvorschläge bergen außerdem die Gefahr, daß der Schutztyp als Alibi für die umso intensivere Ausbeute der anderen Landschaften benützt werden könnte. Die Politik hat dies ja bereits aufgegriffen, so z.B. in Baden-Württemberg, wo die ländlich strukturierte Region Franken als Ausgleichsraum für den hoffnungslos überlasteten mittleren Neckar-Raum herangezogen werden soll.

4.2 Erhöhung der Vielfalt durch Regenerationsflächen

Die besprochenen Modelle dürften ohne Zweifel zurnachhaltigen Verbesserung der landschaftlichen Vielfalt beitragen. Eine solche weitgehende Umstrukturierung der Flächennutzung ist aber wohl nur längerfristig durchführbar und dürfte auch auf den energischen Widerstand der wirtschaftlich Betroffenen stoßen. Zudem bleibt in den Konzepten von ODUM und BUCHWALD die Frage der Vielfalt innerhalb der einzelnen Nutzungstypen oder Kompartimente ungeklärt.

Wie weiter unten noch darzulegen sein wird, muß aber gerade auch in intensiv genutzten Räumen, also dem Produktivtyp ODUM'S, eingewisses Mindestmaß an Vielfalt sichergestellt werden. Eine Möglichkeit hierzu, die wohl auch kurzfristig durchführbar ist und somit wenigstens die dringendsten Probleme lösen könnte, bietet die Ausweisung bzw. die Einrichtung von Regenerationsflächen (oder auch ökologischen Zellen), d.h. von Flächen die eine natürliche oder doch naturnahe Bestockung aufweisen und dem menschlichen Einfluß, von bestimmten Ausnahmen abgesehen, weitgehend entzogen sind. Hier kann sich zumindest längerfristig ein der Ökosystementwicklung konformes Gleichgewicht einstellen mit den schon in Abschnitt 3.1 besprochenen Folgen (Stabilität, Artenreichtum von Fauna und Flora usw.).
Solche Regenerationsflächen könnten z.B. sein:

- Naturschutzgebiete
- Naturwaldreservate (Bannwälder)
- anthropogene Flächen
- Brachflächen und Grenzertragsstandorte in natürlicher Sukzession.

Diese Möglichkeiten, die ja schon z.T. realisiert sind, sollen im folgenden kurz dargestellt werden:

- Naturschutzgebiete Dies dürfte wohl die älteste Form der Regenerationsflächen sein, die in praktisch allen Ländern Europas verwirklicht wurde. Zweck dieser Flächen ist im allgemeinen vorrangig der Arten und/oder Biotopschutz. Nachteilig ist, daß diese Gebiete oft ohne großräumige Planung ausgewiesen wurden und daher zumeist nicht den Anspruch auf Repräsentativität für die Biotopvielfalt der betreffenden Region erheben können. Oft sind sie auch zu klein um eine Wirkung auf die umgebenden Gebiete ausüben zu können.

- Naturwaldreservate (Bannwälder) Diese Waldreservate sollen einerseits ein repräsentatives Bild der Waldervielfalt bieten, andererseits die Beobachtung der natürlichen Entwicklung dieser Wälder ermöglichen (wissenschaftliche Forschungsflächen). Hier wurde das Prinzip der Repräsentativität wesentlich stärker beachtet. Bannwälder gibt es mittlerweile in mehreren Bundesländern, so z.B. in Bayern (SEIBERT/HAGEN, 1974) in Baden-Württemberg (DIETERICH u.a., 197o), in Nordrhein-Westfalen (POST, 1971), aber auch in der DDR (GROSSER, 1961; NIEMANN, 1968; GROSSER u.a. 1967). Aber auch die Bannwälder dürften wohl im allgemeinen einen zu kleinen Prozentsatz der Fläche einnehmen um einen nachhaltigen Einfluß auf die Landschaft ausüben zu können.

- anthropogene Landschaftsformen Besonders in Ballungsgebieten handelt es sich heute oft nicht mehr um Erhaltung oder Wiederherstellung des natürlichen Gleichgewichtes, da dieses restlos zerstört wurde. Es muß vielmehr ein neues Gleichgewicht durch Schaffung neuer Biotopenvielfalt aufgebaut werden. Als Mittel hierzu bieten sich z.B. Tagebauflächen, Abraumhalden usw. an, die nach Rekultivierung, Biotope aus 2.Hand werden können (BAUER, 1974).

- natürliche Sukzession auf Brachflächen und Grenzertragsstandorten Bei den zunehmenden Brachflächen in der Bundesrepublik Deutschland, für die oft verzweifelt nach einer Nutzungsalternative gesucht wird, bietet sich hier die einmalige Gelegenheit im Rahmen einer großzügigen Planung und Schaffung von Regenerationsflächen zur ökologischen Gesundung der Landschaft beizutragen, (DAUMEL, 1972; JAEGER, 1974; BÖRING, 197o; SURBER et al, 1973; REICHOLF, 1973, u.a.), besonders da diese Flächen wesentlich leichter in öffentliche Hand überführt werden können und damit langfristig zur Verfügung stehen.

Da diese Flächen, vor allem soweit es sich um Grenzertragsböden mit extensiver Nutzung handelt, schon heute oft eine interessante Flora

und Fauna aufweisen, andererseits durch die häufig gegebene Nähe zum Wald und anderen extensiven Flächen günstige Wiederbesiedelungsmöglichkeiten haben, dürfte es sich anbieten, sie als Regenerationsflächen in Betracht zu ziehen. Wenn während den verschiedenen Stadien der natürlichen Sukzession landschaftsaesthetisch oder erholungstechnisch unerwünschte Formen entstehen, können diese durch gezielte Pflege gelenkt werden (BECHET, 1974). Wie BIERHALS und SCHARPF (1971) nachweisen konnten, sind diese Formen der natürlichen Sukzession auch unter dem Gesichtspunkt des Bodenschutzes, des Ausgleichs und der Qualität des Wasserdargebotes günstig zu beurteilen.

4.3 Anforderungen an Regenerationsflächen

4.3.1 Verteilung im Raum

Im Zusammenhang mit der Auswahl und den Anforderungen die an Regenerationsflächen zu stellen sind, ist zunächst zu prüfen, welche Bezugseinheiten zu Grunde gelegt werden sollen. Es stellt sich die Frage, ob es ausreicht den Bedarf an diesen Flächen großräumig, also etwa auf Regions- oder Regierungsbezirksebene, oder sogar nur auf Landesebene zu decken, etwa im Sinne BUCHWALD'S (1972), der großflächige Regenerationsräume als Ausgleich für industrialisierte Verdichtungsräume sieht.

Dem gegenüber stehen Konzepte bei denen der Bedarf an Regenerationsflächen wesentlich kleinräumiger, also etwa auf Kreisebene, Gemeindeebene oder sogar auf noch kleinere Flächen befriedigt werden soll. In der Literatur finden sich hierzu kaum Angaben. Das Modell von ODUM (1969) das wir schon im Kapitel 4.1 erwähnt haben, gibt über die Größe der Kompartimente keine Auskunft. HABER (1972) deutet zwar eine eher kleinräumige Lösung an, ohne jedoch konkrete Größenordnungen zu benennen.

Eine Antwort auf diese Frage dürfte sich aus der Zweckbestimmung der Regenerationsflächen ableiten lassen. So sind für die Regeneration von Wasser, Luft wie auch der physischen und psychischen Leistungsfähigkeit des Menschen, die aber hier nur z.T. berücksichtigt werden können, zweifellos andere Größen und damit auch eine andere Verteilung notwendig als bei Flächen, die zur Regeneration und als Refugium für Tier- und Pflanzenarten dienen sollen.

Da die angestrebten Wirkungen oder Produkte der Regenerationsflächen nicht über beliebige Distanzen transportiert werden können, sind auch von daher Grenzen gesetzt. Soll die Regenerationsfläche z.B. über die Avifauna zur biologischen Schädlingsbekämpfung beitragen, so darf der Aktionsradius der Nützlinge nicht überschritten werden. Wird die Erholung als eines der zu verfolgenden Ziele gesehen, so muß die Fläche in erreichbarer Nähe der Siedlungen liegen, worauf u.a. AMMER, BECHET u.a. (1975) hingewiesen haben. Sicher ist aber, daß die häufig politisch motivierte Empfehlung der Landesplanung ländliche, d.h. in der Regel gering entwickelte und ökologisch noch intakte Räume, mangels anderer Ziele, als Ausgleichsgebiete für eine weitere Ausdehnung der Verdichtungsräume zu definieren, nicht vertretbar ist. Zumeist und dies gilt vor allem für die in Abschnitt 3.2 behandelten Ziele der Regenerationsflächen, wird sich eine kleinräumige Lösung anbieten. Bezogen auf die Planung wäre wohl die Gemeinde, als kleinste politische Einheit und Träger wichtiger Flächenplanungen, die geeignete Bezugseinheit.

4.3.2 Verteilung auf der Fläche

Wichtig ist weiterhin, wie die Regenerationsflächen in der Bezugseinheit verteilt sind, d.h. ob es sich um einzelne, geschlossene, mehr oder weniger große Flächen handeln soll oder eher um kleinere, netzgitterartig verteilte Flächen.

Auch hier ist die Zielsetzung von ausschlaggebender Bedeutung. Soll die Fläche vor allem als Refugium und Regenerationszentrum für seltene Arten dienen, so sollte sie eine große umfassende Einheit bilden, damit genügend große von Randeinflüssen unberührte Kerngebiete verbleiben. Dies gilt besonders für empfindliche Arten, z.B. Kulturflüchter, und verschiedene Gesellschaften der "offenen Landschaft" wie Trockenrasen, Moose usw. (TISCHLER, 1955, 1968). Der Schutz eines oligotrophen Sees etwa, ist unmöglich, wenn dieser durch Düngemittel von den angrenzenden Feldern eutrophiert wird.

Soll die Fläche jedoch der allgemeinen Diversitätserhöhung der Landschaft, der biologischen Schädlingsbekämpfung, der Regeneration weniger empfindlicher Arten oder der Vervollständigung der Lebensansprüche bestimmter Arten dienen, so ist eine gitterartige Verteilung kleiner Flächen von Vorteil (TISCHLER, 1968). Die Wechselbeziehungen zwischen den Biotopen entwickeln sich naturgemäß besonders in den Randzonen, in denen auch die Artenvielfalt besonders hoch ist. Hier finden sich sowohl Arten der angrenzenden Kernbereiche als auch solche die für die Übergangszone typisch sind. Auf diesen Randeffekt haben vor allem LEEUWEN (1966), ODUM (1971) und JAKUCS (1972) hingewiesen.

4.3.3 Anteil an der Gesamtfläche

In der Literatur sind nur wenige Angaben verfügbar zu der Frage, wieviel Prozent der Gesamtfläche als Regenerationsflächen ausgewiesen

werden müssen, um eine hinreichend vielfältige und stabile Landschaft zu erhalten.

SCHNURRBUSCH (1974) hält bei Meliorationsmaßnahmen eine Mindestfläche von 1 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche für Flurgehölze, Hecken und dergleichen für ausreichend. Er dürfte dabei allerdings vor allem die landeskulturellen Funktionen (Wind- und Erosionsschutz usw.) im Auge gehabt haben. LEYHAUSEN (1976) stützt sich offensichtlich auf die Dreifelderwirtschaft, wenn er einen Anteil von etwa 30 % an nicht oder nur extensiv genutzten Flächen (u.a.Brache) fordert. AMMER, BECHET u.a. (1975) haben in der "Systemanalyse Baden-Württemberg" für den Verdichtungsraum Stuttgart einen Mindestanteil der Regenerationsflächen von 10 %, bezogen auf die Siedlungsfläche, angenommen. Diese doch sehr unterschiedlichen Forderungen sind durch unterschiedliche Zielsetzungen erklärbar. Es dürfte überhaupt schwierig sein, einigermaßen verbindliche Werte anzugeben, da auch die Belastung dieses Raumes in die Berechnung eingehen sollte. In Kapitel 7 werden wir noch einmal auf diese Frage zurückkommen.

4.3.4 Größe der Regenerationsflächen

Eng mit der Verteilung im Raum hängt die Größe der einzelnen Regenerationsflächen zusammen. Wie schon dargelegt ist auch hier die Zweckbestimmung entscheidend (ANT, 1974). Soll die Fläche als Refugium bestimmter Arten, der Erhaltung empfindlicher Gesellschaften oder der wissenschaftlichen Forschung dienen, so muß die Fläche groß genug sein, um unerwünschte Randwirkungen ausschalten zu können. Dies ist z.B. bei der Beobachtung der Sukzession wichtig. Die eigentliche Kernzone muß also durch eine Pufferzone abgeschirmt werden. NIEMANN (1968) fordert für Wald-Totalreservate auf homogenem Standort eine Mindestgröße von 5 ha. Für Standortsabfolgen veranschlagt er 15-25 ha. Ähnliche Vorstellungen vertreten ANT und ENGELKE (1973), SUKOPP (1971) und SEIBERT (1974). Die Naturschutzgebiete entsprechen

dieser Forderung einigermaßen, da rund 7o % den Größenklassen zwischen 1 und 1oo ha angehören (ANT, 1971). Auch für die Waldreservate kann ähnliches festgestellt werden. In Nordrhein-Westfalen etwa nehmen die meisten Naturwaldzellen zwischen 1o und 2o ha ein (ROST, 1971). Dasselbe gilt für Bayern (SEIBERT, 1974) und Baden-Württemberg.

Bei einigen Tierarten mit großem Aktionsradius (z.B. Uhu, Wanderfalke, Steinadler, dürfte sicherer Schutz dagegen nur in Reservaten von Nationalparkgröße gewährleistet sein (ERZ, 1971).

Soll die Regenerationsfläche jedoch überwiegend der Regeneration weniger empfindlicher Arten oder etwa der biologischen Schädlingsbekämpfung dienen, so werden oft auch kleinere Flächen ausreichend sein. Es darf hier noch einmal auf die landschaftskulturell bedeutsame Rolle von Wallhecken, Flurgehölzen und dergleichen hingewiesen werden (TISCHLER, 1968; FRANK, 1956; HEIDEMANN, 1964).

4.3.5 Fehlen menschlicher Beeinflussung

Nicht in jedem Fall muß sich der menschliche Einfluß negativ auf die Vielfalt der Landschaft auswirken. Im Gegenteil: jahrhundertelang hat der Mensch durch seine Wirtschaftsweise zur Schaffung von halbnatürlichen und naturnahen Standorten wie Niederwald, Heiden, Streuwiesen usw. und so zur Diversifikation der Landschaft und zur Erhöhung der Artenvielfalt beigetragen (WESTHOFF, 1968). Sollen Biotop- und Artenvielfalt erhalten bleiben, so kann auf einen gewissen Grad an menschlichem Einfluß nicht verzichtet werden, da viele der oben erwähnten Flächen sich über die natürliche Sukzession wieder in Wald verwandeln würden. (SCHÖNAMSGRUBER, 1971; ERZ, 1971).
Dasselbe gilt für die Lenkung der natürlichen Sukzession auf Brachflächen (BECHET, 1974).

Negativ für die Vielfalt der Landschaft müssen jedoch menschliche Eingriffe und Aktivitäten wie:

- Strukturvergröberung
- Uniformierung der Landschaft
- direkte und indirekte Ausrottung und Vertreibung
- Förderung der Ubiquisten gewertet werden.

Man wird also sagen können, daß nur solche Eingriffe zugelassen werden sollten, die im Sinne der Zielsetzung der Regenerationsflächen sind (z.B. Freihalten von Trockenrasen).

4.3.6 Natürlichkeit der Vegetation

Die höchste Form der Natürlichkeit der Vegetation wäre ohne Zweifel in der Klimaxgesellschaft der potentiell natürlichen Vegetation (pnV) gegeben (WESTHOFF, 1968). Da diese heute in Mitteleuropa nur noch selten ausgebildet sind, das Erreichen des Klimaxzustandes verhältnismäßig lange dauern kann und andererseits die Diversität der Schutzflächen sinken würde, falls überall die Klimaxgesellschaften sich einstellen würden, darf dieses nicht als allzu strenger Maßstab verwendet werden. Es sollten auch Sukzessionsstadien dieser Serien in Frage kommen können, die oft wesentlich zur Diversität beitragen. Im Zweifelsfall wird man sich auch mit standortsgemäßer Vegetation begnügen müssen. Nur eine standortsgerechte und natürliche Vegetation bietet die Voraussetzungen für eine artenreiche Fauna. Standortsfremde oder aber sehr vereinfachte Gesellschaften zeigen nach ENGEL (1941) und SCHWERDTFEGER (1946) immer auch eine stark verarmte Fauna im Vergleich zur standortsgemäßen Vegetation.

4.3.7 Schichtung der Vegetation

Wie in Abschnitt 3.1 schon dargelegt, nimmt im Laufe der Sukzession die räumliche Strukturierung und auch die Ausbildung der Vegetationsschichten (Straten) zu. Damit vergrößert sich die Anzahl der Pflanzenarten, die ja in den verschiedenen Schichten meist unterschiedlich sind. Gleichzeitig vergrößert sich die Lebensmöglichkeit (ökologische Nischen) auch für die Tierwelt, so daß auch die Artenzahlen der Fauna ansteigen (Mac ARTHUR, 1961; PIANKA, 1966, BEZZEL, 1976). Im allgemeinen darf also eine zunehmende Stratifizierung bei Regenerationsflächen als positiv angesehen werden. Dies trifft allerdings dann nicht zu, wenn z.B. bestimmte Sukzessionsstadien Voraussetzung für den Schutz ganz bestimmter Arten sind. In diesem Fall muß die Sukzession durch Pflege gelenkt oder unterbrochen werden.

4.4 Entwurf eines Konzeptes zur Verwirklichung von Regenerationsflächen

In einer nur grob strukturierten und verarmten Landschaft ist es aus Gründen der ökologischen Stabilität, der wissenschaftlichen Forschung, des reinen Naturschutzes, der Erholung und letztlich auch aus ethischen Gründen notwendig für eine Diversifikation der Landschaft zu sorgen. Dies kann durch Regenerationsflächen d.h. extensiv oder nicht genutzte Flächen geschehen. Hierfür bieten sich vor allem folgende Möglichkeiten an:

- Naturschutzgebiete
- Bannwälder, Naturwaldzellen usw.
- anthropogene Flächen
- Sukzessionsstadien auf Brachflächen und Grenzertragsstandorten.

Dies führt zu einer an Biotopen reichen Landschaft. Zusätzlich kann die Heterogenität durch Diversifikation innerhalb der Biotope vergrößert werden. Das geeignete Mittel hierzu ist die Stratifizierung

der Vegetation, d.h. der Aufbau einer möglichst vielschichtigen Vegetation. Dies sollte Hand in Hand gehen mit natürlicher oder zumindest standortsgemäßger Vegetation und, von Ausnahmen abgesehen, mit einer Minimierung des menschlichen Einflusses.

Größe und Verteilung der Regenerationsflächen sind abhängig von der Zielsetzung. In einigen Fällen, so bei Refugien für seltene oder empfindliche Arten und Gesellschaften, wird es nötig sein, größere und geschlossene Flächen (Mindestgröße etwa 5 ha) auszuweisen, um unerwünschte Randwirkungen auszuschalten. In anderen Fällen, besonders bei Regenerationsflächen für weniger empfindliche Arten und zum Zweck der biologischen Schädlingsbekämpfung, dürften kleinere (etwa 1 ha große) und netzgitterartig verteilte Flächen günstiger sein, da so der Randeffekt am besten ausgenutzt wird.
Die Bezugseinheiten zur Berechnung des notwendigen Bedarfs an Regenerationsflächen sollten nicht zu groß sein, da die erwiesenermaßen als Alibi für die Zerstörung anderer Gebiete dient und die erwünschten Leistungen der Regenerationsflächen nicht über beliebige Entfernungen transportiert werden können. Es wird daher vorgeschlagen die Gemeinde, als kleinste politische Einheit, als Bezugseinheit zu wählen. Dies erleichtert auch die Berücksichtigung bei der Planung, denn die Schaffung von Regenerationsflächen sollte integraler Bestandteil jeder Flächenplanung sein.

5.o ERFASSUNG DER ÖKOLOGISCHEN VIELFALT

Die Bedeutung und Notwendigkeit der landschaftlichen Vielfalt wurde in Kapitel 3.o beschrieben. In Kapitel 4.o wurde dargestellt, daß die Erhöhung der Biotopvielfalt über die Ausweisung oder Schaffung von Regenerationsflächen erfolgen kann. Wie in Abschnitt 4.3.3 deutlich wurde, gibt es bisher nur allgemeine Vorstellungen über den notwendigen Anteil der Regenerationsflächen an der Gesamtfläche. Dieser Anteil wird jedoch nicht für alle Landschaften gleich hoch sein, sondern hängt von dem jetzigen Zustand ab. Es leuchtet ein, daß eine ausgeräumte "Kultursteppe" einen wesentlich höheren Bedarf an diesen Regenerationsflächen hat als eine noch ausreichend mit weniger intensiv genutzten Flächen und vielleicht sogar naturnahen Formationen ausgestattete Landschaft. Um diesen unterschiedlichen Bedarf quantifizieren zu können, muß der Zustand einzelner Landschaften vergleichbar gemacht werden. Die Erfassung der ökologischen Vielfalt bietet sich als geeignete Methode an.

Obwohl in verschiedenen Fachgebieten Methoden und Indices zur Erfassung und Beschreibung der Vielfalt entwickelt wurden und auch in einer Reihe von flächenbezogenen Planungen (u.a. Landschafts-,Erholungs- und Naturschutzgebietsplanung) verwendet wurden, hat sich bisher keine Standartmethode herausbilden können. Dies ist verständlich, da die Schwerpunkte dieser Kartierungen und Planungen meist unterschiedlich sind. Die fachliche Ausrichtung der jeweiligen Forscher und Planer trägt nicht immer zur fachübergreifenden Systemforschung bei. Andererseits, und hier dürfte die Hauptschwierigkeit liegen, sind Ökosysteme derart komplex, daß sie heute noch nicht in allen Verästelungen beschrieben, geschweige denn quantifiziert werden können. In dieser Richtung werden jedoch in den letzten Jahren verstärkte Anstrengungen unternommen. Es darf noch einmal auf das "International Biological Programme" hingewiesen werden, das weltweit die Ökologie bestimmter Systeme (Tundra, boreale Wälder, Regenwälder usw.) zu quantifizieren versucht (ELLENBERG, 1973).

Im folgenden sollen einige der oben angesprochenen Methoden zur Erfassung der Vielfalt kurz besprochen werden.

5.1 Methoden zur Erfassung ökologischer Vielfalt

5.1.1 Messung der Vielfalt über Indikatoren

Die oben angeführten Tatbestände (fachliche Beschränkung der Untersuchungen, Komplexität der Systeme) haben dazu geführt, daß die Vielfalt weitgehend nach dem Indikatorkonzept erfaßt wird, d.h. es wird versucht einen Faktor (Tier- oder Pflanzenart oder Gruppe, abiotischer Faktor), der möglichst gute Rückschlüsse auf das System zuläßt zu erfassen. Solche Gruppen mit hohem Indikatorwert sind z.B. Pflanzen und Avifauna:

- pflanzensoziologische Aufnahmen Die Diversität von Pflanzen und Vegetationsgesellschaften dürfte die am häufigsten verwendete Methode sein (v.d.MAAREL, 1971; BEGUIN u.a., 1974; FALQUE, 1975; SEIBERT, 1975). Da die Vegetation nicht nur eine Facette des Systems ist, sondern gleichzeitig eine, wenn nicht die wichtigste, Grundlage für andere Gruppen bildet, kann sie sehr gut zur Beschreibung der ökologischen Situation verwendet werden (u.a. LONG, o.D.). Hinzu kommt, daß einige Pflanzengruppen sehr empfindlich auf Umweltveränderungen reagieren, so z.B.Flechten auf Luftverschmutzung.

- ornithologische Aufnahmen Auch die Avifauna kann wie zahlreiche Arbeiten zeigen (BEZZEL, 1974; BEZZEL und RANFTL, 1974; BEZZEL, 1976; GERBER, 1974; DARMER, 1974; Mac ARTHUR, 1961) sehr gut als Bioindikator verwendet werden, da viele Arten sehr empfindlich auf Veränderungen ihrer Umwelt reagieren. Wie BEZZEL (1976) und Mac ARTHUR (1961) nachweisen konnten, ist die Artenvielfalt der Avifauna gut mit der Biotopvielfalt korreliert.

- andere Gruppen Obschon die beiden vorgenannten Gruppen wohl am intensivsten für diese Zwecke untersucht und eingesetzt wurden, gibt es vergleichbare Studien auch für andere Gruppen.
  ANT (1968) untersuchte Schnecken in nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften und konnte dabei einen sehr deutlichen Zusammenhang zwischen Artenzahl und Entwicklungsstadium der Vegetation feststellen. So stieg die Artenzahl der Landschnecken von durchschnittlich 17 in ungemähten Mesobrometen auf durchschnittlich 36 im Wald.

  GERBER (1974) konnte ähnliches an der Bodenfauna feststellen, die auf Rekultivierungsflächen deutlich der Boden- und Vegetationsentwicklung folgte.
  PIANKA (1966) schließlich konnte eine positive Korrelation zwischen Artenzahl der Eidechsen und der Vegetationsstruktur feststellen.

5.1.2 Ableitung der Vielfalt

Neben diesen Methoden, bei denen die Vielfalt mehr oder weniger direkt gemessen wird, ist eine Vorgehensweise dergestalt denkbar, daß die Vielfalt aus den Ergebnissen von Untersuchungen abgeleitet wird, die primär auf ein anderes Ziel ausgerichtet sind. Zu diesen Untersuchungen zählen:

- geologische und pedologische Untersuchungen
  Auch diese geben einen gewissen Einblick in die biotische Vielfalt, doch ist die Korrelation nicht sehr eng (MEISEL, 1958; ELLENBERG, 1958), weil die Entwicklung der Biozönose nicht nur von den Standortsbedingungen abhängt, sondern auch von Konkurrenz, Katastrophen usw.

- Standortsuntersuchungen, wie sie etwa im Bereich der Forstverwaltungen angewendet werden und bei denen eine Kartierung nach

Regionalklima, Relief und Geologie/Boden erfolgt, kann gleichfalls zu Schlüssen auf die Vielfalt herangezogen werden, doch wird hier eher das Potential als die Gegebenheiten untersucht. Zudem beschränken sich diese Aufnahmen auf die Waldfläche (BUCK, FEUCHT u.a., 1949; SCHLENKER, KRAUSS, 1954; SCHRETZENMAYR, 1967). Entsprechende Standortsuntersuchungen werden aber auch im Bereich der Landwirtschaft durchgeführt (SCHREIBER, WELLER, 1965).

- pflanzensoziologische Untersuchungen
  Aus einer Vielzahl dieser Untersuchungen können Werte für die Vielfalt abgeleitet werden (u.v.a. OBERDORFER, 1957; ELLENBERG, 1963; FABER, 1937). Für die Kartierungen der potentiellen Vegetation (u.a. TOXEN, 1956; MÖLLER, OBERDORFER, 1974) gelten dieselben Einschränkungen wie bei den Standortskartierungen.

5.2 Indices der ökologischen Vielfalt

Um die Vielfalt der Biotope auch quantitativ darstellen zu können, besonders aber um die Vielfaltswerte verschiedener Biotope miteinander vergleichen zu können, haben verschiedene Autoren Indices der Vielfalt entwickelt. Da sie zum Teil für Spezialaufgaben entwickelt wurden (etwa besondere Berücksichtigung seltener Arten), sind die Indices leicht verschieden, doch erfassen alle die Diversität mit etwa gleich großer Genauigkeit.

5.2.1 Arten- und Individuenzahl

Allein schon aus einer Darstellung der Arten und der entsprechenden Individuenzahlen lassen sich bereits recht gute Einblicke gewinnen. Allerdings sind diese Darstellungen für einen Biotopvergleich nicht ausreichend. Es wurden daher kompliziertere Indices entwickelt, deren Grundlage jedoch die Faktoren Arten- und Individuenzahl sind. Einige dieser Indices sollen im folgenden kurz dargestellt werden.

5.2.2 Artenreichtumsindices

Diese veranschaulichen die Artenzahl im Verhältnis zur Individuenzahl, jedoch ohne daß dabei der Anteil der einzelnen Arten zum Ausdruck kommt. Im einzelnen haben sich 3 Indices herausgebildet, die sich aus den folgenden Beziehungen ergeben:

- MARGALEFF (1958):

$$d = \frac{S - 1}{\log N}$$

d = Index
S = Anzahl der Arten
N = Anzahl der Individuen

- MENHINICK (1964):

$$d = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

wie oben

- ODUM H.T.u.a. (196o):

d = S/1ooo Individuen

S = Anzahl der Arten

5.2.3 Ähnlichkeitsindex

Um die Ähnlichkeit zweier Biotope oder Gesellschaften miteinander vergleichen zu können, entwickelte SORENSON (1948) diesen Index:

$$S = \frac{2\,C}{A + B}$$

S = Ähnlichkeitsindex
A = Anzahl der Arten in Biotop A
B = Anzahl der Arten in Biotop B
C = Anzahl der beiden Biotopen gemeinsamen Arten

5.2.4 Diversitätsindices

Um auch die relative Abundanz der einzelnen Arten berücksichtigen zu können, bediente man sich u.a. der Informationstheorie. Deren Hauptziel ist das Messen der Ordnung (oder Unordnung) eines Systems. Je größer die Unordnung oder Ungewißheit (d.h. je größer die Artenzahl), umso größer ist der Informationsgehalt.
Dieser kann z.B. mit der SHANNON-WIENER-Funktion gemessen werden (SHANNON, 1949) wobei

$$H = -\sum\left(\frac{ni}{N}\right)\log_2\left(\frac{ni}{N}\right)$$

H = Index
ni = Individuen der Art i
N = Gesamtindividuenzahl
pi = Anteil der Art i

oder

$$H = -\sum pi\,(\log_2 pi)$$

ist.

Ein weiterer Index wurde von SIMPSON (1949) entwickelt und wird auch als Dominanzindex bezeichnet:

$$c = (ni/N)^2$$

c = Index
ni = Individuen der Art i
N = Gesamtindividuenzahl

5.2.5 Gleichmäßigkeitsindex

Zum Vergleich der Diversität eines Biotops oder einer Gesellschaft mit dem Optimalwert (d.h. jedes Individuum gehört einer anderen Art an), wurden folgende Indices vorgeschlagen:

von PIELOU (1966):

$$e = \frac{H}{\log S}$$

e = Index
H = Shannon-Wiener-Index
S = Artenzahl

von LLOYD/GHELARDI (1964):

$$E = \frac{H}{H\ max}$$

H = Shannon-Wiener-Index
H max = Optimalwert

$$H\ max = -\ S\left(\frac{1}{S} \log_2 \frac{1}{S}\right) = \log_2 S$$

S = Artenzahl

Je höher also der e- oder E-Wert eines Systems ist, umso mehr nähert sich der Diversitätswert dem Optimalwert.

5.3 Diskussion der beschriebenen Methoden und Indices

Die besprochenen Methoden können über ihre primären, fachspezifischen Zielsetzungen hinaus, zur Beurteilung der ökologischen Vielfalt beitragen. Doch können einige Nachteile nicht unerwähnt bleiben, die diese Methoden für eine allgemeine Verwendung in der flächenbezogenen Planung weniger geeignet erscheinen lassen:

- Die Untersuchungen beschränken sich meistens auf eine bestimmte Tier- oder Pflanzenartengruppe, bzw. auf die Vegetation. Diese können also nur Indikatorfunktion haben, wobei die Empfindlichkeit dieser Indikatoren unterschiedlich sein dürfte. Ein Versuch zur Aggregierung der Ergebnisse von Untersuchungen verschiedener Gruppen eines Gebietes wurde u.W. bisher nicht unternommen.

- Einige Methoden (z.B. Standortskartierungen) sind von der Zielsetzung her auf bestimmte Nutzungsformen beschränkt und erfassen somit nicht die gesamte Landschaft.

- Diese Untersuchungen können in der Regel nur von qualifizierten Fachleuten durchgeführt werden, und sind meist zeitaufwendig und kostenintensiv.

- Aus diesem Grunde sind bisher nur vergleichsweise kleine Gebiete erfaßt worden (Ausnahme: forstliche Standortskartierung), deren Auswahl zudem eher von wissenschaftlichem als von regionalplanerischem Interesse bestimmt wurde.

- Eine flächendeckende Untersuchung durch Spezialisten verschiedener Fachrichtungen würde die personelle und finanzielle Kapazität der betroffenen Institute hoffnungslos überfordern und kann daher zumindest vorläufig nicht in Betracht gezogen werden.

Sinngemäß entsprechende Vorbehalte sind auch den Indices gegenüber zu machen, die z.T. recht kompliziert und daher aufwendig in der Datenbeschaffung und der Berechnung sind. Zudem wurden diese Indices bisher immer nur für bestimmte Tiergruppen oder für die Vegetation berechnet. Auch hier ist ein Versuch zur Aggregierung der Werte verschiedener Gruppen nicht bekannt.

Die Bedrohlichkeit der Situation (siehe Kapitel 2.o) macht aber eine sofortige Berücksichtigung der ökologischen Belange in der flächenbezogenen Planung (Landschaftsrahmen-, Landschafts- und Flächennutzungsplanung, sowie der Flurbereinigung) dringend erforderlich. Es gilt also eine Methode zu entwickeln, die einfach genug ist um auch von Nicht-Fachleuten durchgeführt werden zu können. Ausreichende, wissenschaftliche Genauigkeit muß selbstverständlich gegeben sein. Durch Verwendung von Daten, die bei den angesprochenen Planungen ohnehin verwendet werden bzw. in deren Verlauf mit unerheblichem Mehraufwand erhoben werden können, würde eine regelmäßige Berücksichtigung in der Planungspraxis, auf die es ja letztlich ankommt, wesentlich erleichtert werden.
In den folgenden Kapiteln soll versucht werden hierzu einen Beitrag zu leisten.

6.o DIE BERECHNUNG DES BIOTOPWERTES

6.1 Indikatorkonzept

Zunehmende Verstädterung, Flächenverbrauch und moderne Agrartechniken zwingen zu einer stärkeren Berücksichtigung ökologischer Belange, vor allem auch der Vielfalt, in der Planung. Zwar wird die Bedeutung dieser Fragen meist grundsätzlich anerkannt, doch scheitert die konkrete Berücksichtigung am Fehlen quantitativer Bewertungsmaßstäbe. In einer Zeit, in der sich in der Raumordnung immer mehr die Benutzung der EDV und das Arbeiten mit Datenbanken und mathematischen Modellen durchsetzt (SAUBERER, 1972; STEINITZ, 1972; WILLEMS, 1972 u.a.) ist zu prüfen ob nicht auch die ökologischen Belange quantitativ erfaßt und in die mathematischen Modelle eingebracht werden können, um wenigstens näherungsweise berücksichtigt zu werden.

Versuche, auch nicht-ökonomische Faktoren (Sozialleistungen) zu quantifizieren sind im Bereich der Forstwirtschaft, wie BITTERLICH (1961), PRODAN (1965, 1968) und SPEIDEL (1972) gezeigt haben schon seit längerer Zeit unternommen worden. In den letzten Jahren wurden darüber hinaus auch Quantifizierungsversuche für andere Teile der Landschaft unternommen (AMMER, 1970; AMMER/BENTS, 1973). Dabei hat die Bewertung der Erholungsfunktion eine besondere Beachtung gefunden (KIEMSTEDT, 1967; RUPPERT, 1971; GUNDERMANN, 1972; BENTS, 1974). Schwieriger gestalten sich wie SEIBERT (1975) dargelegt hat, ähnliche Versuche für den Bereich der Schutzfunktionen.

Wie schon in Abschnitt 5.1 angedeutet wurde, führen die komplexen Zusammenhänge innerhalb der Ökosysteme zu großen Schwierigkeiten bei einer quantitativen Erfassung. Die bisher durchgeführten Verfahren zur Beschreibung und Bewertung von Ökosystemen oder Biozönosen haben sich daher auf die Verwendung von Indikatoren beschränkt (siehe Abschnitt 5.1), d.h., ein bestimmter Faktor (z.B. Fauna- oder Floraart oder auch -Gruppe) der den Zustand oder die Entwicklung des Systems möglichst genau wiedergibt, wird stell-

vertretend für das System beschrieben. Diese Indikatoren können und werden je nach Fragestellung verschieden sein. Beispiele solcher Indikatoren sind:

- Relief, Gewässer, Wald, Freilandformen usw. für den Bereich Erholung
- Relief, Boden, Grundwasser für die Schutzbedürftigkeit.

Zur Beschreibung der ökologischen Vielfalt wurden, wie schon dargelegt (vgl. 5.1) u.a. Vegetation, Avifauna, Edaphon usw. herangezogen.

6.2 Flächennutzungsarten als Indikator

Die oben erwähnten Indikatoren können einen Sachverhalt zum Teil recht zutreffend beschreiben, doch sind sie immer nur eine Facette des Systems. Um die Sachverhalte umfassender zu treffen besteht daher die Tendenz, einzelne Indikatoren zusammenzufassen (aggregieren) oder Indikatoren höherer Aussagedichte, gewissermaßen Leitindikatoren, zu finden, die Zustand und Veränderungen mehrerer Faktoren wiederzugeben vermögen. Einen solchen Indikator sehen wir für den Bereich der ökologischen Vielfalt in der "Flächennutzungsart", weil diese Größe sowohl

- die Intensität des menschlichen Einflusses als auch
- die Vegetation der Fläche und zwar nach Art, Struktur, Natürlichkeit
- das sich innerhalb dieser Vegetationsdecke entwickelnde abhängige Mikroklima
- und damit indirekt die Fauna und nicht genutzte Flora der Fläche, denen die Vegetation als Lebensgrundlage dient

beschreibt.

Damit sind Angaben möglich über:

- Diversität und evtl.Seltenheit der Flora
- Diversität und evtl.Seltenheit der Fauna
- Schutzwürdigkeit und wissenschaftliche Bedeutung
- Ästhetik und Bedeutung für die Erholung.

Von der Anwendung in der Praxis her besteht ein großer Vorteil der Benutzung des Indikators Flächennutzungsart darin, daß die ausgewählten Flächennutzungsarten (vgl.Abschnitt 6.2) bei Flächenplanungen und in land- und forstwirtschaftlichen Statistiken ohnehin erfaßt werden bzw. im Verlauf dieser Planungen mit unerheblichem Mehraufwand ausgeschieden werden können. Dies erhöht die Durchführbarkeit der Methode in der Praxis. Somit erfüllt die Flächennutzungsart in besonderem Maße die Voraussetzungen eines Leitindikators.

Dem steht allerdings gegenüber, daß aus pflanzensoziologischer Sicht einige Zugeständnisse an die Genauigkeit gemacht werden müssen. Um die Reihe der Nutzungsarten in vertretbaren Grenzen zu halten, müssen auch Formationen zusammengefaßt werden, die pflanzensoziologisch voneinander abgesetzt sind; jedoch nach Funktion, Intensität der Bewirtschaftung usw. zusammen gehören. Es werden folgende Flächennutzungsarten ausgeschieden:

- Sonderkulturen
- Acker
- intensives Grünland
- extensives Grünland
- Hochstauden und Sträucher
- Hecken und Gebüsche
- einschichtiger Nadelwald
- einschichtiger Laubwald
- mehrschichtiger Wald

Diese Flächennutzungsarten werden im Anschluß kurz beschrieben.

6.2.1 Sonderkulturen

Zu dieser Kategorie gehören u.a.:

- Weinberge, Hopfen, Tabak, Gemüse (großflächig), intensiver Obstbau.

Diese Anbauarten, die meist hohe Erträge abwerfen, sind zwar flächenmäßig meist wenig bedeutend, doch sind regionale Schwerpunkte deutlich ausgeprägt. Voraussetzung für diese Sonderkulturen sind Klimagunst, gute bis sehr gute Böden, leichte Bearbeitbarkeit (Maschinen) und nicht oder kaum hängige Lagen (hier bildet der Weinbau eine Ausnahme). Weitere Voraussetzung ist meist die Nähe zum Markt (Transportkosten). Die Anbaugebiete sind oft zusätzlich durch Tradition beeinflußt, wie etwa Kohlanbaugebiete auf den Fildern bei Stuttgart oder im Erdinger Moos. Diese Flächen sind gekennzeichnet durch:

- starke Bodenbearbeitung
- hohe Düngemittelverwendung
- starke Biozidverwendung (oft bis zu mehrmals wöchentlich)
- Ausprägung der Vegetationsdecke nur während eines Teils des Jahres.

Dies führt zu einer extrem verarmten Biozönose (SCHMIDT, 1969), die Hauptart wird ja in Monokultur angebaut, die Intensität der Bearbeitung läßt kaum andere Arten aufkommen, was ja Ziel der Bewirtschaftung ist. Die Hauptanbauart selbst ist in dieser künstlichen Gesellschaft stark von Schädlingen bedroht (einseitiges Nahrungsangebot, hochgezüchtete empfindliche Arten, Fehlen normaler Nahrungsketten).

6.2.2 Acker

Zu dieser Kategorie gehören u.a.:

- Getreidearten (Weizen, Roggen, Hafer, Mais usw.)
- Hackfrüchte (Rüben, Kartoffeln usw.)
- Hülsenfrüchte
- Futterpflanzen

Diese flächenmäßig bedeutende Nutzungsart findet sich auf mittleren bis guten Böden. Auch hier ist eine gewisse Klimagunst Voraussetzung, etwa 6,5 bis 8,5°C mittlerer Jahrestemperatur (ELLENBERG, 1956). Wegen der Maschinenbearbeitung werden leichtere Böden bevorzugt, Hängigkeit von mehr als 2o % (SCHREIBER, WELLER, 1965) läßt die Bearbeitung nicht mehr zu.

Die Kennzeichen dieser Flächen:

- Vegetationsdecke auf einige Sommermonate beschränkt (Temperaturextreme, Erosion)
- starke Bodenbearbeitung (Störung des Edaphons, Erosion)
- meist intensive Düngemittel- und Pestizidverwendung
- Nährstoffentzug (JAHN-DESBACH, 1968)

sind denen der Sonderkulturen ähnlich, wenn auch graduell etwas günstiger. Auch hier führt die Nutzung zu einer artenarmen Gesellschaft, in der sich jedoch zumindest einige Ackerunkrautgesellschaften halten können, etwa Nachtlichtnelkenflur, Erdrauchflur, Kamillenflur (SEIBERT, 1975). Doch auch bei diesen ist, nach PFADENHAUER (1976) auf Grund der Pestizidverwendung und mechanischen Saatgutreinigung zunehmende Verarmung feststellbar.

6.2.3 Intensives Grünland

Auch diese Flächennutzungsform ist sehr verbreitet und nimmt in bestimmten Regionen, wie etwa in den Mittelgebirgen, den überwiegenden Teil der landwirtschaftlichen Nutzfläche ein. Sie ersetzt den Acker dort wo die Bodenfruchtbarkeit zu gering ist; das Klima zu kalt, d.h. unter 6°C Jahresmitteltemperatur (SCHREIBER, WELLER, 1965); zu feucht oder zu trocken ist (SCAMONI, 1963); oder wo infolge des Reliefs die Bewirtschaftung mit Maschinen eine Ackernutzung nicht mehr zuläßt.

Nach unserer Definition ist für das Grünland das Fehlen von Sträuchern und Bäumen, sowie die geschlossene Grasnarbe kennzeichnend. Als Ersatzgesellschaft des Waldes ist das Grünland wesentlich artenreicher als der Acker und nicht so intensiv bewirtschaftet. Es wird deshalb auch als Halbkulturformation bezeichnet (SCHMIDT, 1968).

Berücksichtigt werden in dieser Kategorie alle Wiesen die bei ausreichender Wasser- und Nährstoffversorgung bzw. Düngung mindestens 2mähdig genutzt werden sowie intensiv genutzte Weiden. Kennzeichen dieser Bewirtschaftung sind:

- Ausschluß aller Holzgewächse mit Ausnahme von durch Stachel, Geruch oder Geschmack geschützten Arten
- Begünstigung von Pflanzen mit starkem Regenerationsvermögen
- Begünstigung von Gräsern mit Basisverzweigung und von rosettebildenden Pflanzen
- Ausbildung von Trittgesellschaften und Lägerfluren (nitrophile Arten) auf Weiden.

Dies führt im Vergleich zu den vorgenannten Nutzungsarten zu einer weniger stark verarmten Gesellschaft, die jedoch recht einseitige Lebensbedingungen hat und bietet. Typische Beispiele dieser Kategorie

sind etwa:

- Glatthaferwiese (Arrhenateretum)
- Weidelgraswiese (Lolio-Cynosuretum)
- Goldhaferwiese (Trisetetum)

6.2.4 Extensiv genutztes Grünland

Bei ungünstiger Wasserversorgung (zu feucht oder zu trocken) und unzureichender Nährstoffversorgung ist eine intensive Nutzung des Grünlandes nicht mehr möglich. Diese Flächen werden als Magerwiesen oder Streuwiesen allenfalls 1mähdig genutzt oder als Triften und Hutungen extensiv beweidet (SCHMIDT, 1968). In dieser Kategorie sollen auch jene Weiden und Wiesen berücksichtigt werden, die zwar von den Standortsbedingungen her durchaus intensiv genutzt werden konnten, aus sozio-ökonomischen Gründen jedoch nur noch extensiv umgetrieben werden. In den meisten Fällen wird man auch die ersten 2 Brachejahre hier einordnen können.

Bei den Kennzeichen tritt eine weitere Verschiebung zu Gunsten der ökologischen Vielfalt ein:

- weitgehender Ausschluß der Holzgewächse, doch sind hier auf Grund mangelnder Pflege vor dem Vieh geschützte Arten starker vertreten
- Die Ausbildung von Lägerfluren und Trittgesellschaften ist weniger deutlich.

Auf Grund der geringeren Intensität der Bewirtschaftung ist der Artenreichtum größer; hier finden sich auch seltenere Arten (z.B. Orchideen), die sich auf intensivem Grünland nicht halten können.

Beispiele dieser Nutzungsart sind:

- Trockenrasen (Xerobrometum)
- Halbtrockenrasen (Mesobrometum)
- Pfeifengras-Streuwiesen (Molinia-Gesellschaften)
- Kohldistelwiesen (Cirsietum)
- Goldhaferwiesen (Trisetetum)

Die beiden letzteren überwiegend aus sozioökonomischen Gründen.

6.2.5 Hochstauden und Sträucher

Diese Nutzungsart kommt unter natürlichen Bedingungen kaum vor, sondern ist fast immer ein Begleiter menschlicher Wirtschaftsweise. Sie ist auch heute noch nicht sehr verbreitet, gewinnt aber auf Grund der Zunahme der Brachflächen an Bedeutung. Berücksichtigt wurden z.B. folgende Typen:

- Mädesüß-Uferfluren (Filipendulion-Verband) im Obergang zur Pfeifengraswiese (Molinietum (ELLENBERG, 1963)
- Schlagflurgesellschaften wie: Digitali purpurea-Epilobietum und Atropetum belladonnae (Tollkirschen-Schlagflur) WILLMANNS, 1973)
- Brombeer-Kahlschlaggestrüppe (Lonicero-Rubion silvatici)

Diese Formationen sind gekennzeichnet durch ein Minimum bzw. Fehlen an Bodenbearbeitung, Nutzung, Düngemittel- und Pestizidanwendung. Bei meist 2schichtigem Aufbau (Kraut- und Strauchschicht) ist der Boden und seine Bewohner vor Klima und Erosion geschützt. Das Fehlen von Störungen und gleichbleibende Umweltverhältnisse ermöglichen den Aufbau eines natürlichen Gleichgewichtes. Diese Biozönosen sind daher durchweg ziemlich artenreich (TISCHLER, 1955).

6.2.6 Hecken und Gebüsche

Neben den natürlichen Strauchgesellschaften gehören hierzu die Gesellschaften des Waldsaumes und Waldmantels, die den Wald zum Freiland hin abschließen. Diese Gesellschaften finden sich aber auch, wie es ELLENBERG, (1963) ausdrückt, in verselbstständigter Form als Hecken und Gebüsche des Freilandes (Ersatzgesellschaften). Diese Gesellschaften nehmen zwar insgesamt nur geringe Flächen ein, doch sind sie für viele Landschaften typisch, wie etwa die Feldhecken des Muschelkalk in Juralandschaften oder die Knicks in Schleswig-Holstein. Ihr Anteil wird jedoch auf den älteren Brachflächen ohne Zweifel zunehmen.

Beispiele dieses Typs sind:

- Ufer-Weidengebüsche (Salicetea purpureae) (SEIBERT, 1962)
- verschiedene Assoziationen des Rubion subatlanticum (wie Brombeer-Schlehenbusch oder Brombeer-Haselbusch), sowie des Berberidions (etwa Schlehen-Ligusterbusch und Traubenkirschen-Haselbusch) (WILLMANNS, 1973)

Kennzeichen dieses Typs sind:

- völliges Fehlen oder nur minimaler menschlicher Einfluß
- hohe Natürlichkeit der Vegetation
- gut ausgeprägte vertikale und räumliche Strukturierung
- deutlich ausgeprägtes Mikroklima (JAKUCS, 1972)
- hoher Artenreichtum (z.B. TISCHLER, 1955, 1968).

Damit sind diese Formen für unsere Landschaften von hoher ökologischer Bedeutung.

6.2.7 Einschichtiger Nadelwald

Zu dieser Kategorie zählen hauptsächlich die Nadelforsten, die im mitteleuropäischen Raum heute größere Flächen einnehmen als die naturnahen Wälder, TÜXEN (1950) prägte für diese Reinbestände (Kiefern, Fichten, seltener Tannen) den Begriff der "Forstgesellschaft", den er der "Waldgesellschaft" gegenüberstellte und meint damit eine Baumartenkombination, die an diesem Standort natürlicherweise fehlen würde. Zu dieser Standortsfremdheit kommt gelegentlich die Florenfremdheit hinzu wie dies etwa bei Sitkaforsten (ELLENBERG, 1963) der Fall ist. Charakteristisch für diese Forsten ist:

- ein intensiver menschlicher Einfluß von der Bestandesbegründung über schematische Durchforstung bis zur Ernte, die meist im Kahlschlag durchgeführt wird
- ein wenig strukturierter Aufbau, da die Pflanzverbände für Kraut- und Strauchschicht zumindest während langer Zeit keinen Platz läßt
- ein verstärkter Einsatz von Maschinen, neuen Erntetechniken und gelegentlich auch Bioziden und Düngemitteln.

Dies führt häufig zu einer extremen Artenverarmung die vor allem auch in der Fauna ablesbar ist (SCHWERDTFEGER, 1946) und oft mit einer erhöhten Gefährdung gegenüber Schädlingsgradationen, Windwurf usw. einhergeht. Das Bestandesklima ist ähnlich deutlich ausgeprägt wie bei den Laubwaldgesellschaften.

6.2.8 Einschichtiger Laubwald

Diese Flächennutzungsart, die wie die Nadelforsten gleichfalls einen wesentlichen Teil der mitteleuropäischen Waldfläche einnimmt, ist weniger vom Menschen verfremdet als die einschichtigen Nadelwälder. Wie u.a. WILLMANNS (1973) dargelegt hat, findet man besonders im Verband der Rotbuchenwälder (Fagion silvaticae) Beispiele für von Natur

aus wenig strukturierte Bestände, wie etwa die Kalkbuchenwälder Lathyro-Fagetum und Dentario bulbiferae-Fagetum (vgl.auch ELLENBERG, 1963). Durch Bewirtschaftung können diese Bestände weiter vereinfacht werden.
Kennzeichen sind:

- meist naturnahe Gesellschaften, die jedoch wenig strukturiert sind
- deutlich ausgeprägtes Bestandesklima (GEIGER, 1961)
- menschlicher Einfluß nur in größeren Abständen
- kaum Einsatz von DUngemitteln und Pestiziden.

Insgesamt läßt sich die Flächennutzungsart als meist naturnah mit wenig gestörter Biozönose beschreiben, die jedoch an Artenreichtum den mehrschichtigen Wäldern deutlich unterlegen ist.

6.2.9 Mehrschichtiger Wald

Diese Kategorie, die sich aus natürlichen Laub- und Nadelwaldreliken zusammensetzt, jedoch auch entsprechend bewirtschaftete Laubwälder (z.B. Eichenwertholzzucht) und Nadelwälder einschließt, ist flächenmäßig sehr stark zurückgedrängt worden. Beispiele dieses Typs sind:

- Tannen-Buchen-Fichtenwald
- Eichen-Hainbuchenwald
- Eichen-Ulmenwald (Fraxino-Ulmetum)
- Traubenkirschen-Eschen-Auewald (Pruno-Fraxinetum)

Kennzeichnend für diesen Typ sind:

- natürliche oder doch sehr naturnahe Artenzusammensetzung der Vegetation (ELLENBERG, 1963)
- geringe Schädlings- und Katastrophenanfälligkeit
- gut ausgeprägte Schichtenstruktur
- große Vielfalt auch der Fauna
- deutliches Bestandesklima
- mäßiger bis minimaler menschlicher Einfluß.

Diese Form stellt, zumindest bei den meisten dieser Gesellschaften, das ökologische Optimum für unsere Landschaften dar; häufig handelt es sich um die Klimaxgesellschaft.

6.3 Kriterien zur Bewertung

Wenn unterstellt werden darf, daß über die Flächennutzungsarten ein Hinweis auf die ökologische Vielfalt der Landschaft möglich ist, dann ergibt sich die Frage in welchem Maße die einzelnen Nutzungsarten zur landschaftlichen Vielfalt beitragen. Diese Vielfalt nennen wir Biotopwert. Bei der Prüfung des Einflusses der einzelnen Flächennutzungsarten ist zu berücksichtigen, daß nach SHEPARD (1964) und HENNE (1972) komplexe Größen nur schwer zu erfassen sind. Daher soll diese Zielgröße in mehrere Einzelkriterien zerlegt werden. Diese werden einzeln bewertet und anschließend zu einem Gesamtwert, dem Biotopwert der Flächennutzungsarten, zusammengefaßt. Diese Zerlegung des Bewertungsvorganges macht die Methode durchsichtig und in ihren Einzelschritten nachvollziehbar.

Aus Literatur und einer Vielfalt von Diskussionen mit Fachleuten lag die Auswahl folgender Einzelkriterien nahe:

- Artenreichtum der Fauna und Flora
- Schichtenstruktur der Vegetation
- Natürlichkeit der Vegetation
- Ausbildung des Mikroklimas
- Beeinflussung durch den Menschen.

Die Bedeutung dieser Kriterien wird im folgenden dargestellt.

6.3.1 Artenreichtum der Fauna und Flora

Kennzeichnend für den Biotopwert einer Flächennutzungsart, im Hinblick auf ihre ökologische Vielfalt, ist ohne Zweifel der Artenreichtum der Fauna und Flora. Wie schon in Abschnitt 3.1 deutlich wurde, erhöht sich mit der Artenzahl die Komplexität der Systemzusammenhänge, wie Länge der Nahrungsketten und des Energieflusses, Parasitismus, Symbiosen usw. und damit die Flexibilität und Stabilität des Systems (ODUM, 1971; KREBS, 1972; STUGREN, 1972 u.a.). Der Artenreichtum ist aber auch an sich von wissenschaftlicher, ästhetisch-kultureller und ethischer Bedeutung.

Da es bislang keine vertretbaren Ansätze gibt, um den gesondert abgeleiteten Artenreichtum von Tier- und Pflanzengruppen zu aggregieren, wurde versucht den Artenreichtum von Fachleuten einschätzen zu lassen (siehe Kapitel 6.4).

6.3.2 Schichtenstruktur der Vegetation

Wie schon deutlich wurde, nimmt im Laufe der Ökosystementwicklung die Organisation des Systems allgemein zu, so auch die räumliche Strukturierung d.h. die Ausbildung von Vegetationsschichten, die zusammen mit ihren Bewohnern die Stratozönosen bilden. Mit der Ausbildung der

Schichtenstruktur gehen folgende Prozesse einher:

- Schutz des Bodens vor Einstrahlung und Erosion durch Wind und Wasser
- Ausbildung eines Bestandesklimas, das aber in den einzelnen Straten verschieden sein kann (ÅNGSTRÖM, 1961)
- dadurch Erhöhung der Lebensmöglichkeiten (ökologische Nischen) und nach THIENEMANN (1956)
- Erhöhung der Artenzahl der Pflanzen, die in den einzelnen Schichten meist unterschiedlichen Arten angehören, sowie
- Erhöhung der Artenzahl der verschiedenen Tiergruppen (Mac ARTHUR, 1961; PIANKA, 1966; BEZZEL, 1976)
- als Folge davon eine bessere Ausnützung der Nahrungsquellen
- und letztlich erhöhte Stabilität.

Mit diesem Kriterium wird die Ausbildung folgender Schichten bewertet (DAUBENMIRE, 1968; STUGREN, 1972):

- Moosschicht
- Krautschicht
- Strauchschicht
- Baumschicht I
- Baumschicht II

6.3.3 Natürlichkeit der Vegetation

Die größtmögliche Natürlichkeit der Vegetation wäre definitionsgemäß in der potentiell natürlichen Vegetation (pnV) erreicht, d.h. in der Vegetation die sich einstellen würde, wenn man die Gesellschaft längere Zeit jedem menschlichen Einfluß entziehen würde (WILLMANNS, 1973; SEIBERT, 1975). Die sich dabei einstellende Schlußgesellschaft (Klimax) wäre unter mitteleuropäischen Verhältnissen, von wenigen Ausnahmen abgesehen, fast immer der Wald (WESTHOFF, 1968). Als natürlich in diesem Sinne müssen selbstverständlich auch alle Stadien der Sukzession (z.B. Gebüsch, Vorwald), die schließlich zur Klimaxgesellschaft führt, angesehen werden. Die entsprechende Berücksichtigung dieser Formen ist auch wichtig, wenn man bedenkt, daß eine ausgedehnte, gleichmäßige Walddecke die räumliche und strukturelle Diversität der Landschaft vermindern würde.

Neben dem Eigenwert, den eine natürliche Vegetation hat, bietet sie die besten Lebensbedingungen für autochthone Tierarten (z.B. ENGEL, 1941; SCHWERDTFEGER, 1946). Das Kriterium mißt also den Grad der Natürlichkeit, im obigen Sinne, der einzelnen Flächennutzungsarten.

6.3.4 Ausbildung des Mikroklimas

Mit zunehmender Organisation und Strukturierung einer Gesellschaft bildet sich auch ein eigenes Bestandesklima aus. JAKUCS (1972) konnte in seinen Untersuchungen der Sequenz-Rasen Saum-Buschwald-Wald signifikante Unterschiede bezüglich Windstärke, Verdunstung und Temperatur feststellen. Bei unbedecktem Boden sind die Pflanzen tagsüber den Maximaltemperaturen ungeschützt ausgesetzt. ANGSTRÖM (1925) stellte in einer Wiese eine Abnahme der Strahlungsintensität von 1,o8 cal/cm^2/min in 1,o m Höhe, über 1,o4 in o,5 m auf o,19 auf dem Boden fest. Nachts hingegen stellt die Abkühlung infolge der Ausstrahlung ein anderes Extrem dar. (GEIGER, 1961; WALTER, 196o)

Vegetationsschichten hingegen wirken als aktive Oberflächen und mildern am Tag die Temperaturmaxima, nachts hingegen strahlt die Vegetationsschicht aus, so daß die Tag/Nacht-Schwankungen im Bestand wesentlich geringer sind.

Damit aber wird das von THIENEMANN (1956) formulierte 2.biozönotische Grundgesetz wirksam, nach dem mit der Entfernung der Lebensbedingungen vom Normalen und damit Optimalen für die Organismen, die Biozönose artenärmer wird. Dies trifft sowohl für Pflanzen- wie auch Tierarten zu.

6.3.5 Beeinflussung durch den Menschen

Man ist heute gern der Meinung, der Einfluß des Menschen auf die Landschaft sei grundsätzlich negativ zu werten. Dies gilt zumindest für den Gesichtspunkt der Vielfalt in dieser generellen Form nicht. Im Gegenteil. Lange Zeit trug die menschliche Wirtschaftsweise zur räumlichen Differenzierung bei und hat Formen geschaffen, die heute oft unter Naturschutz gestellt werden, wie etwa Trockenrasen, Heiden usw. Leider ist dies heute nur noch ausnahmsweise der Fall. Vielmehr wird durch den Einsatz von modernen Agrar- und Forsttechniken (Maschinen, Dünger, Pestizide usw.) eine Strukturvergröberung und Uniformierung der Lebensbedingungen und somit eine artenarme und gleichförmige Biozönose (THIENEMANN, 1956) hervorgerufen.

Unter den heutigen Bedingungen der Landbewirtschaftung muß eine Ausschaltung des menschlichen Einflusses oder zumindest eine Verringerung seiner Intensität günstig beurteilt werden weil dies zur Differenzierung der Lebensbedingungen, größerer Natürlichkeit und erhöhtem Artenreichtum beiträgt. Das Kriterium der Beeinflussung durch den Menschen mißt demnach den Grad dieses negativen, menschlichen Einflusses bzw. sein Fehlen.

6.4 Skalierung der Kriterien

In Abschnitt 6.3 wurden die Kriterien dargelegt, die die Vielfalt der einzelnen Flächennutzungsarten bestimmen. Diese Kriterien sollen nun quantitativ erfaßt werden und zu einem Gesamtwert aggregiert werden. Dazu wird für jedes Einzelkriterium ein Bewertungsrahmen entwikkelt, d.h. es wird untersucht, in welchem Maße die einzelnen Kriterien bei den verschiedenen Flächennutzungsarten erfüllt sind. Durch gewichtete Addition der Einzelwerte wird dann eine Gesamtaussage gebildet.

Zur Bestimmung des Erfüllungsgrades sind verschiedene Methoden denkbar:

1) objektive Messung

2) willkürliche Einschätzung

3) Einschätzung durch Fachleute

ad 1): Ein Teil der aufgeführten Kriterien (Artenreichtum, Schichtenstruktur, Mikroklima) ist zwar theoretisch meßbar (z.B. durch Bestandesaufnahmen), doch liegen für einen Vergleich der verschiedenen Flächennutzungsarten nicht genügend Werte vor. Eine Erhebung dieser Daten war im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht möglich. Es darf hier noch einmal auf die in Abschnitt 5.3 erwähnten Schwierigkeiten hingewiesen werden. Die beiden anderen Kriterien, nämlich Natürlichkeit der Vegetation und Beeinflussung durch den Menschen sind nicht direkt meßbar.

ad 2): Bei einer willkürlichen Skalierung werden, selbst bei gleichen Unterlagen, die Beurteilenden immer wieder auch zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen, da in die Bewertung individuell verschiedene Erfahrungen einfließen. Es können auch auf diesem Wege brauchbare Resultate erzielt werden, doch sollte, sofern möglich, ein höheres Maß an Objektivität angestrebt werden.

ad 3): Läßt man den Sachverhalt durch eine Gruppe von Fachleuten einschätzen, so macht man sich ein breiteres Erfahrungsspektrum und größeres Fachwissen zunutze und erhöht dadurch die Wahrscheinlichkeit realitätsnahe Werte zu erhalten. Diese Methode wird daher bevorzugt und auch in der vorliegenden Arbeit verwendet.

6.4.1 Methode der Skalierung

Für die Skalierung wurde ein direktes intervallfixiertes Ratingverfahren gewählt, wobei die Versuchspersonen ihre Einschätzung der verschiedenen Ausprägungen einer eindimensionalen Größe (Kriterium) durch quantitative Urteile abbilden. Die numerischen Differenzen zwischen den Zahlen geben dann die Relationen zwischen den Objekten (hier Flächennutzungsarten) wieder. Die Extremwerte der Skala werden dabei durch verbale Reize fixiert, um zu verhindern, daß die Beurteilenden individuell verschiedene Ankerreize beim Bewertungsvorgang verwenden.

6.4.2 Durchführung der Skalierung

Die Skalierung wurde im Frühling 1976 mittels einer Fachleutebefragung durchgeführt. Dazu wurden insgesamt 65 Fragebogen an Fachleute aus dem Bereich der Forschung (Forstwirtschaft, Landwirtschaft, Botanik, Pflanzensoziologie), der land- und forstwirtschaftlichen Verwaltung sowie des Naturschutzes verschickt. Bei einer Rücklaufquote von 46,5 % wurden 3o gültige Antworten erhalten.

Die Ausfälle waren bedingt durch:

- unvollständige Fragebogen (8)
- Verweigerung der Mitarbeit (12)
- Zeitmangel (15)

6.4.3 Ergebnisse der Skalierung

Die Werte der verschiedenen Kriterien für die einzelnen Flächennutzungsarten ergeben sich durch Mittelbildung der Einzelurteile. Die Ergebnisse sind in den folgenden Abbildungen 1 - 5 dargestellt.

Abb. 1: SKALA "ARTENREICHTUM VON FAUNA UND FLORA"

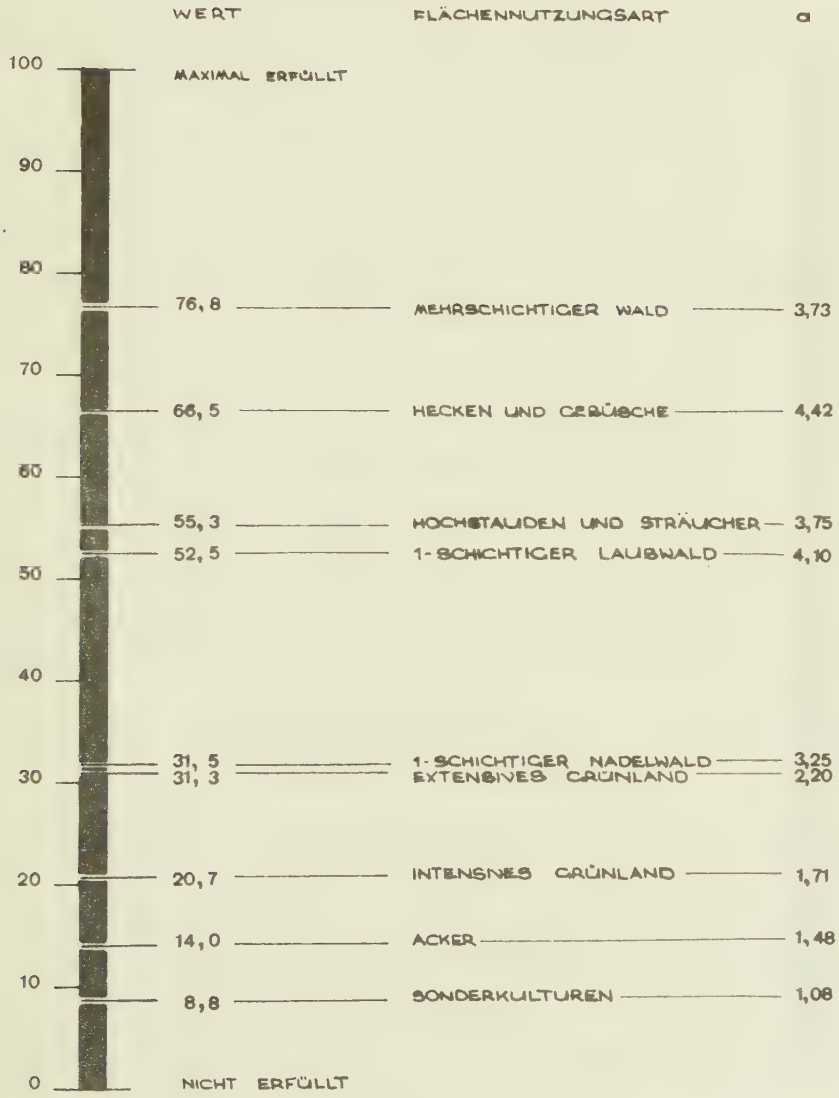


Abb. 2: SKALA 'SCHICHTENSTRUKTUR DER VEGETATION'

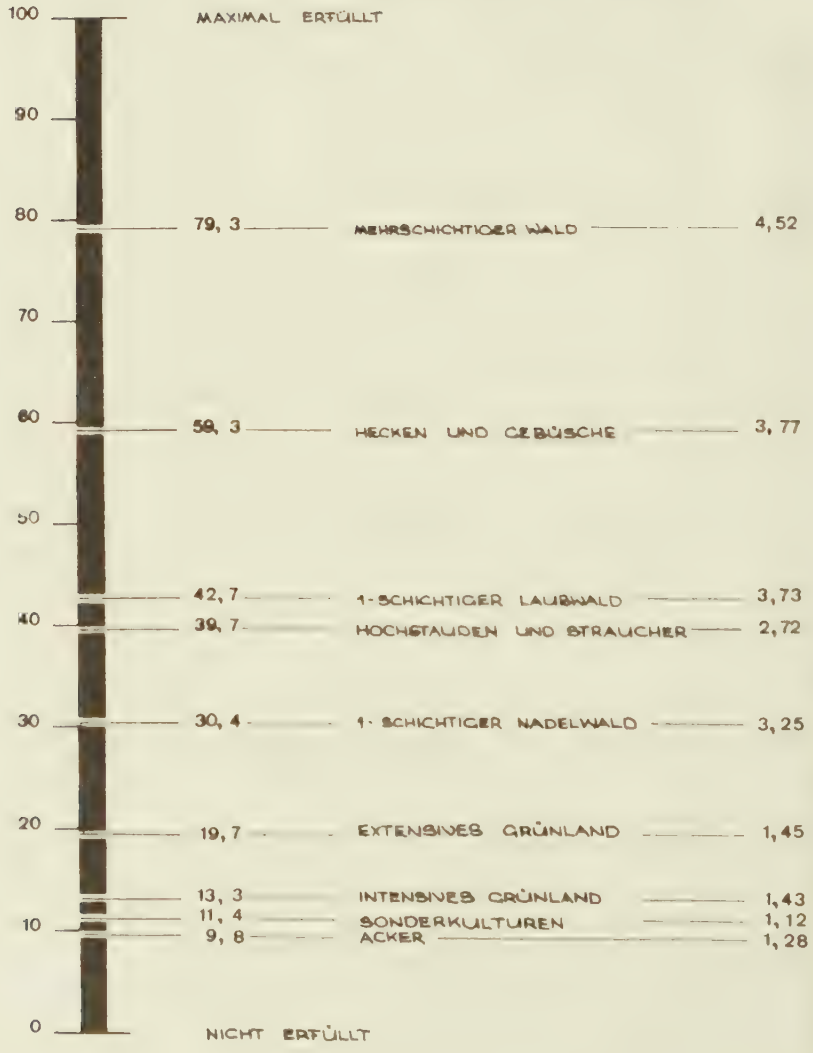


Abb. 3: SKALA 'NATÜRLICHKEIT DER VEGETATION'

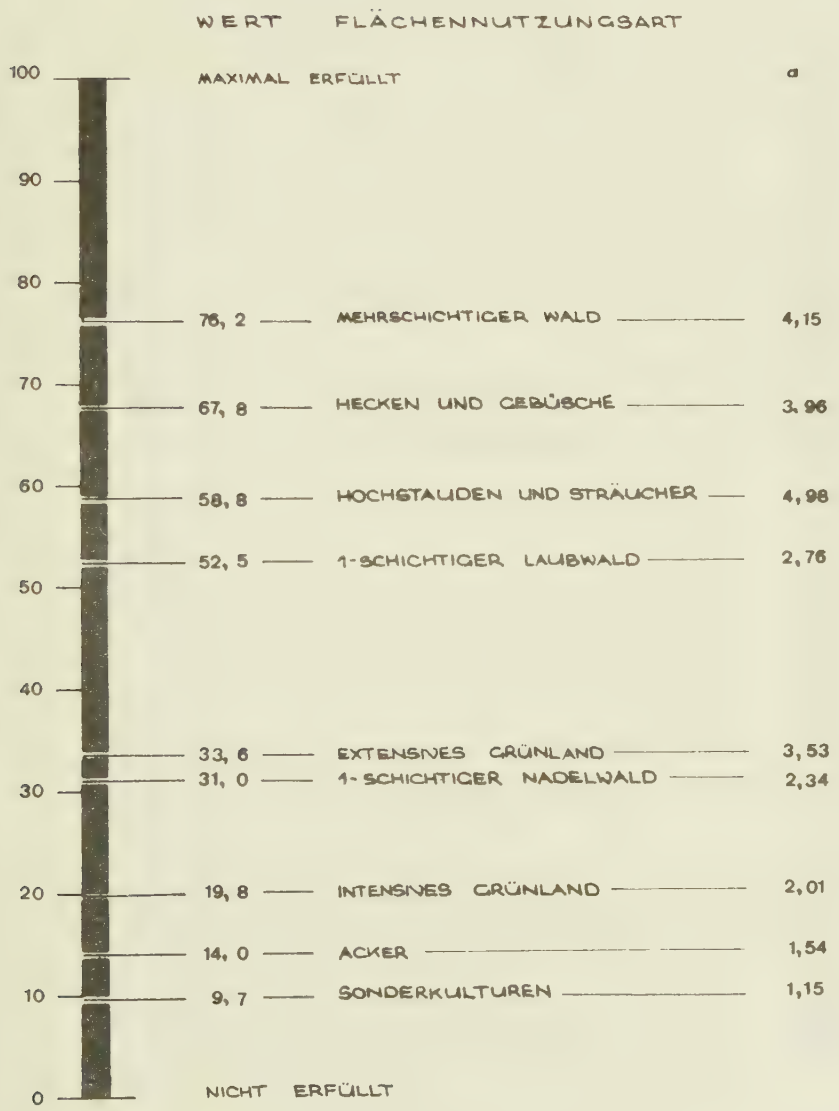


Abb. 4: SKALA 'AUSBILDUNG DES MIKROKLIMAS'

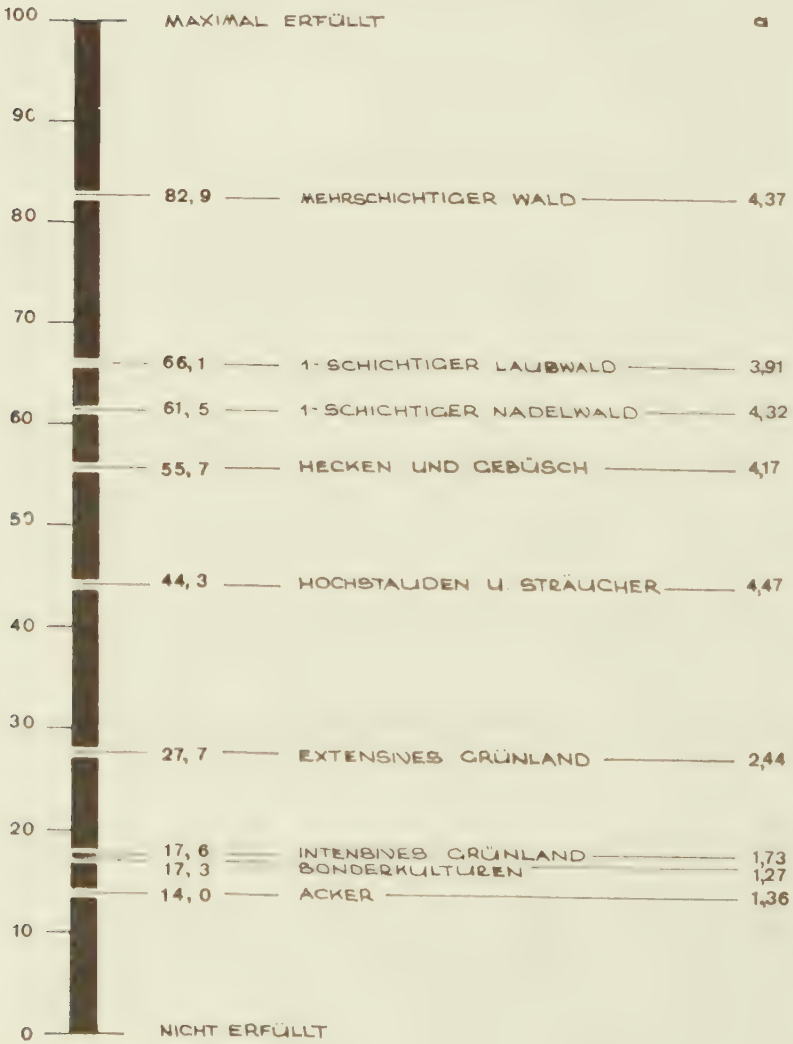
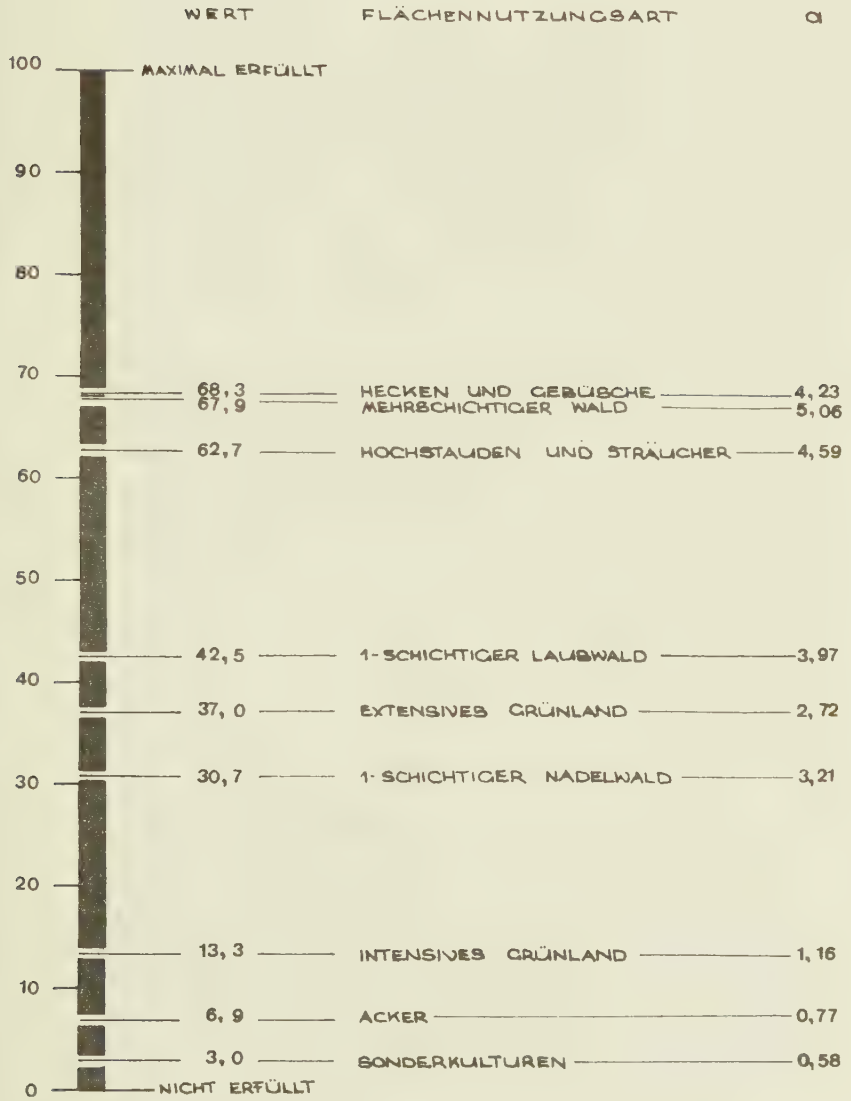


Abb. 5: SKALA "FEHLEN MENSCHLICHER BEEINFLUSSUNG"



6.4.4 Oberprüfung der Werte

Eine objektive Oberprüfung dieser Werte ist nicht möglich. Vielmehr muß aus dem Zweck der Untersuchung abgeleitet werden, wie genau die Einzelwerte zu ermitteln sind. Am einfachsten wird dies durch eine zulässige Abweichung a´der Einzelurteile vom Mittelwert angegeben. Aus den Urteilen wird die halbe Konfidenzbreite a errechnet. Dazu ist eine Konfidenzzahl (z.B. 95 %) zu bestimmen. Diese besagt, daß mit 95 % Sicherheitswahrscheinlichkeit der Mittelwert der Meinungen der Grundgesamtheit im Bereich von x - a bis x + a liegt. Erhöht man die Sicherheitswahrscheinlichkeit auf 99 %, so werden die Vertrauensintervalle größer (KREYSZIG, 1975). Daher wurde bei der Auswertung die Konfidenzzahl 95 % verwendet. Die ermittelte halbe Konfidenzbreite a wird nun mit dem vorgegebenen Wert a´verglichen. Bei soziologischen und psychometrischen Untersuchungen, die mit analoger Methodik vorgehen, wird für a´ein Wert von 1o % als gut bezeichnet (BENTS, 1976). Ein Vergleich mit der ermittelten halben Konfidenzbreite a (Abb.1-5) zeigt, daß die Werte überwiegend innerhalb dieses Bereiches liegen bzw. in nur wenigen Fällen geringfügig abweichen. Die Werte können damit als zulässig bezeichnet werden.

6.5 Gewichtung

Um den Biotopwert der einzelnen Flächennutzungsarten mit einer einzigen Wertziffer angeben zu können, müssen die Werte der einzelnen Kriterien aggregiert d.h. zusammengefaßt werden. Die einfachste Art einer solchen Zusammenfassung ist die Addition. Dies setzt allerdings voraus, daß die verschiedenen Kriterien gleichwertig sind. Da dies nicht vorausgesetzt werden kann, werden im folgenden die Bedeutungsgewichte der Einzelkriterien untersucht, damit diese gewichtet, d.h. ihrer Bedeutung entsprechend, in die Zielgröße eingehen können.

6.5.1 Methode der Gewichtung

Für die Ermittlung dieser Gewichtungsfaktoren sind grundsätzlich 3 Methoden denkbar:

1) objektive Gewichtungsmethode durch Anwendung der multiplen Regressionsanalyse
2) willkürliche Festlegung der Gewichte durch den einzelnen Forscher
3) Interpersonelle Bestimmung der Gewichte durch die Befragung von Fachleuten.

ad 1): Ziel der multiplen Regressionsanalyse ist es eine funktionale Beziehung zwischen mehreren Größen zu finden, so daß aus den Werten der unabhängigen Eingangsgrößen die Werte der abhängigen Zielgröße ermittelt werden können. Da die Werte für die Zielgröße "Biotopwert" jedoch nicht gemessen werden können, kann diese Methode hier nicht verwendet werden.

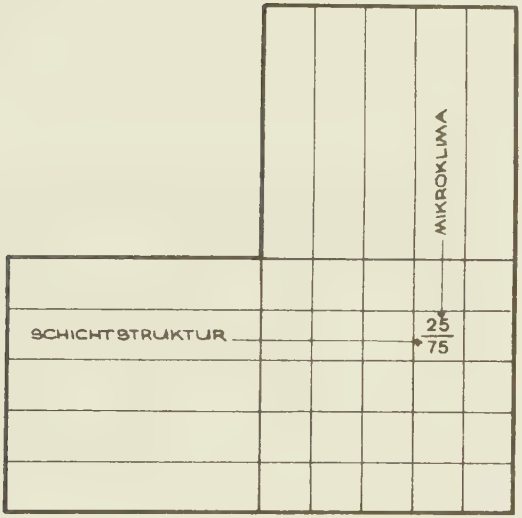
ad 2) und 3): Bezüglich der Einschätzung der beiden anderen Methoden gilt das unter 6.4 gesagte. Danach empfiehlt es sich auf eine willkürliche Skalierung zu verzichten und sich die Erfahrung einer breiteren Gruppe zu Nutze zu machen und damit die interpersonelle Konsistenz der Ergebnisse zu verbessern. Aus diesem Grunde wurde das Verfahren der Befragung von Fachleuten angewendet.

6.5.2 Verfahren der konstanten Summen

Zur Ermittlung der Gewichte von Einflußfaktoren durch Fachleute ist das von METFESSEL und COMREY entwickelte "Verfahren der konstanten Summen" gut geeignet.(Eine ausführliche Beschreibung dieses Verfahrens findet sich bei TORGERSON (1967)).

Dabei werden die Einflußfaktoren paarweise bezüglich ihrer Wichtigkeit miteinander verglichen. Die Urteilsperson verteilt eine konstante Zahl von 1oo Punkten unter den beiden Einflußfaktoren entsprechend dem subjektiven Wichtigkeitsverhältnis $x_i : x_j$. Schätzt z.B. der Beurteilende den Faktor i dreimals so hoch ein wie den Faktor j, so werden die Punkte im Verhältnis 3 : 1 (75 : 25) verteilt. Siehe hypothetisches Beispiel (Abb.6).

Abb. 6 : HYPOTHETISCHES BEISPIEL



Bei einem Vergleich von n Faktoren erhält man je Urteilsperson $N = n (n - 1)/2$ Schätzwerte v_{ij}^{u} . Dabei gibt v_{ij}^{u} jeweils die Punktzahl an, die Faktor i beim Vergleich mit dem Faktor j in der u-ten Urteilsfolge als Anteil von 100 Punkten erhielt. Die mittlere zugeordnete Punktzahl v_{ij} errechnet sich als arithmetisches Mittel

$$vij = \frac{1}{r} \sum_{u=1}^{r} v_{ij}^{u} \qquad (Gl.1)$$

wobei $i \neq j$
$i = 1(1) n$
$j = 1(1) n$
$r =$ Anzahl der Urteilsfolgen

Die durchschnittlich zugeordneten Punktzahlen ordnet man in einer Matrix (v_{ij}) an (siehe Abb.7). Aus den mittleren Punktzahlen v_{ij} lassen sich nun Schätzwertverhältnisse berechnen, indem Quotienten symmetrischer Matrixelemente entsprechend der Gleichung

$$\frac{v_{ij}}{v_{ji}} = \frac{g_j}{g_i} = w_{ij} \qquad (Gl.2)$$

gebildet werden.

Diese ordnet man ebenfalls in einer Matrix (w_{ij}) ein (siehe Abb.8).

Abb. 7: **MATRIX (v_{ij}) DER DURCHSCHNITTLICH VON 1oo PUNKTEN DER ALTERNATIVE k_j IM VERGLEICH MIT k_i ZUGEORDNETEN PUNKTZAHL**

i \ j	K_1	K_2	·	·	·	K_j	·	·	K_n
K_1	–	v_{12}	·	·	·	v_{1j}	·	·	v_{1n}
K_2	v_{21}	–	·	·	·	v_{2j}	·	·	v_{2n}
·	·	·	–	·	·	·	·	·	·
·	·	·	·	–	·	·	·	·	·
K_i	v_{i1}	v_{i2}	·	·	–	v_{ij}	·	·	v_{in}
·	·	·	·	·	·	–	·	·	·
·	·	·	·	·	·	·	–	·	·
·	·	·	·	·	·	·	·	–	·
K_n	v_{n1}	v_{n2}	·	·	·	v_{nj}	·	·	–

Abb. 8: **MATRIX (w_{ij}) DER GESCHÄTZTEN ZIELWERTVERHÄLTNISSE v_{ij} v_{ji}**

i \ j	K_1	K_2	·	·	·	K_j	·	·	K_n
K_1	–	w_{12}	·	·	·	w_{1j}	·	·	w_{1n}
K_2	w_{21}	–	·	·	·	w_{2j}	·	·	w_{2n}
·	·	·	–	·	·	·	·	·	·
·	·	·	·	–	·	·	·	·	·
K_i	w_{i1}	w_{i2}	·	·	–	w_{ij}	·	·	w_{in}
·	·	·	·	·	·	–	·	·	·
·	·	·	·	·	·	·	–	·	·
·	·	·	·	·	·	·	·	–	·
K_n	w_{n1}	w_{n2}	·	·	·	w_{nj}	·	·	–

Abb. 9: BEWERTUNGSBOGEN ZUR GEWICHTUNG DER KRITERIEN

	ARTENREICHTUM VON FAUNA UND FLORA	SCHICHTENSTRUKTUR DER VEGETATION	NATÜRLICHKEIT DER VEGETATION	AUSBILDUNG DES MIKROKLIMAS	FEHLEN MENSCHLICHER BEEINFLUSSUNG
ARTENREICHTUM VON FAUNA UND FLORA		—	—	—	—
SCHICHTENSTRUKTUR DER VEGETATION			—	—	—
NATÜRLICHKEIT DER VEGETATION				—	—
AUSBILDUNG DES MIKROKLIMAS					—
FEHLEN MENSCHLICHER BEEINFLUSSUNG					

Zur Bestimmung der n gesuchten Gewichte stehen insgesamt N = n(n-1)/2 Schätzwertverhältnisse zur Verfügung. Wir benötigen jedoch nur (n - 1) Schätzwerte g_j. Es wird daher durch ein Mittelungsverfahren die gesamte in der Matrix (w_{ij}) enthaltene Information ausgenutzt. Denn das Schätzwertverhältnis g_1/g_2 läßt sich außer direkt aus den geschätzten Punktzahlen nach Gleichung 2 auch indirekt berechnen:

$$\frac{w_{i1}}{w_{i2}} = \frac{g_1}{g_2} = w_{21} \qquad \text{(Gl.3)}$$

wobei $i = 3$ bis n

Die (n-1) jeweils danach bestimmbaren Verhältnisse w_{ij} werden aufgrund inkonsistenten Urteilsverhaltens nicht genau übereinstimmen. Es ist deshalb angebracht, die Gewichte so zu berechnen, daß die Abweichungen zwischen den beobachteten, fehlerbehafteten Schätzwertverhältnissen w'_{ij} und den aus den berechneten Skalenwerten reproduzierten Schätzwertverhältnissen w''_{ij} minimiert werden.

Ausgehend von der logarithmierten Form der Gleichung 2

$$\log v_{ij} - \log v_{ji} = \log w_{ij} \qquad \text{(Gl.4)}$$

bzw.

$$\log g_j - \log g_i = \log w_{ij} \qquad \text{(Gl.5)}$$

weist Torgerson (1967) nach, daß sich die gesuchten Schätzwertverhältnisse g_j unter Zugrundelegung der Optimalitätsbedingung

$$\sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} (\log w''_{ij} - \log w'_{ij})^2 = \text{Min} \qquad \text{(Gl.6)}$$

aus der folgenden Beziehung berechnen lassen:

$$\log g_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \log w'_{ij} \qquad \text{(Gl.7)}$$

In Verbindung mit der Gleichung 4 kann man dafür auch schreiben:

$$\log g_j = \frac{1}{n} \left(\sum_{i=1}^{n} \log v'_{ij} - \sum_{j=1}^{n} \log v'_{ji} \right) \qquad \text{(Gl.8)}$$

(nach ZANGEMEISTER 1971)

6.5.3 Durchführung und Ergebnis der Gewichtung

Die Gewichtung wurde zusammen mit der in Abschnitt 6.4 beschriebenen Befragung zur Skalierung der Einzelfaktoren durchgeführt. Die Rücklaufquote der Fragebögen (46,5 %) und die Ursachen der Ausfälle waren für beide Befragungen gleich.

Bei der Auswertung der Fragebögen ergaben sich die in Tabelle 4 enthaltenen Gewichte (auf loo normiert):

Tabelle 4: Gewichtungsfaktoren der Kriterien

Kriterium	Gewichtungsfaktor	
Artenreichtum der Fauna und Flora	28	(27.6)
Schichtenstruktur der Vegetation	13	(13.5)
Natürlichkeit der Vegetation	28	(27.6)
Ausbildung des Mikroklimas	11	(11.o)
Fehlen menschlicher Beeinflussung	2o	(2o.2)

6.5.4 Oberprüfung der Gewichtung

Zur Oberprüfung der Angemessenheit des Verfahrens werden die aus den berechneten Skalenwerten ermittelten Gewichtungsverhältnisse w''_{ij} mit den Schätzwerten der Matrix w'_{ij} verglichen.
Die mittlere Abweichung wird nach Gleichung 9 berechnet (ZANGEMEISTER, 1971; korrigiert nach BENTS, 1974)

$$\frac{}{\triangle w_{ij}} = \frac{2}{n(n-1)} \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1+n}^{n} / w''_{ij} - w'_{ij} / \quad \text{(Gl.9)}$$

Für unsere Berechnung ergab sich eine mittlere Abweichung von 13,6 %, die im Vergleich mit den Ergebnissen bei soziologischen und psychometrischen Untersuchungen als verhältnismäßig gering bezeichnet werden kann.

Da für eine zufallskritische Prüfung entsprechende Tests fehlen (TORGERSON, 1967), kann die Zuverlässigkeit nur anhand der mittleren Abweichung abgeschätzt werden. Mit den genannten 13,6 % dürfte das Skalierungsverfahren als angemessen zu betrachten sein.

6.5.5 Aggregationsvorschrift zur Berechnung des Biotopwertes

Nach dem die Meßskalen für die Einzelfaktoren sowie deren Gewichte festgelegt sind, läßt sich der B i o t o p w e r t nach folgender Aggregationsformel ermitteln

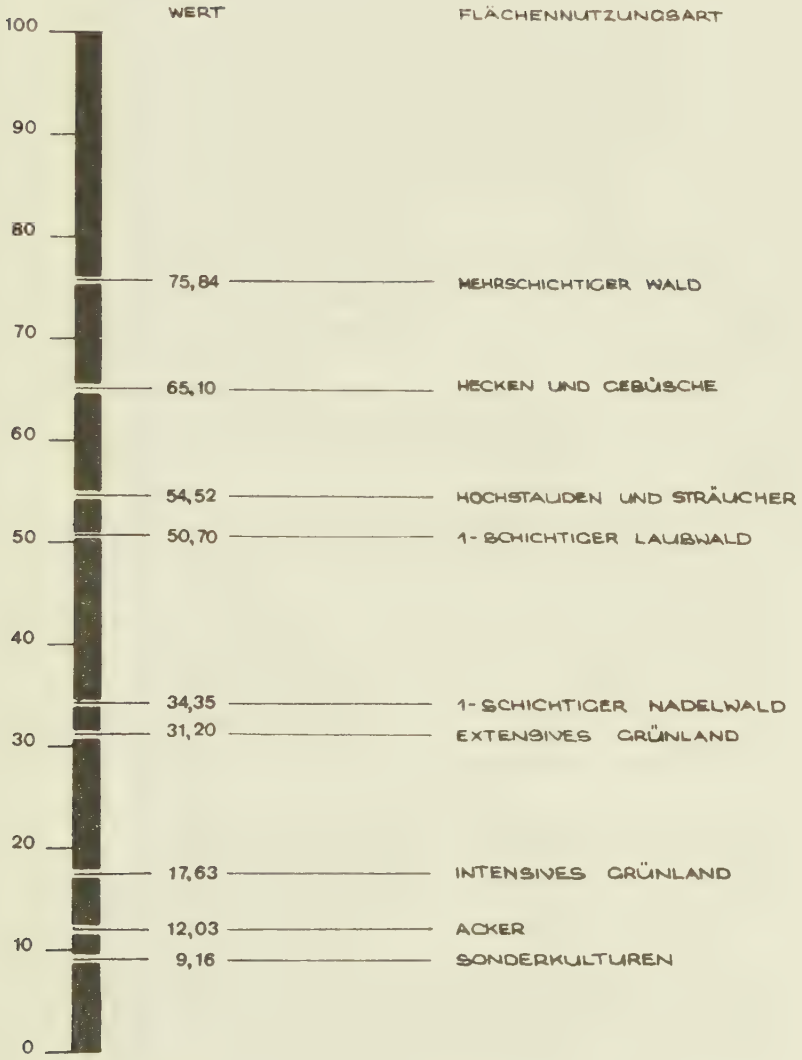
$$B = \frac{28 \cdot AR + 13 \cdot S + 28 \cdot N + 11 \cdot M + 2o \cdot FE}{K} \qquad (Gl.1o)$$

wobei: B = Biotopwert
AR = Artenreichtum
S = Schichtenstruktur
N = Natürlichkeit
M = Mikroklima
FE = Fehlen menschlichen Einflusses
K = Vereinfachungsfaktor = 1oo

6.5.6 Biotopwerte der einzelnen Flächennutzungsarten

Die in den Abbildungen 1 - 5 dargestellten Werte der einzelnen Kriterien werden nach obiger Formel (Gleichung 1o) zu den Biotopwerten der verschiedenen Flächennutzungsarten aggregiert. Sie sind in Abbildung 1o dargestellt.

Abb. 10: **BIOTOPWERTE DER FLÄCHENNUTZUNGSARTEN**



Die deutliche Abstufung der Werte zeigt, daß der komplexe Faktor Biotopwert durchaus differenziert beurteilt wurde.

Wie aus Abb.1o hervorgeht, sind die Biotopwerte ziemlich gleichmäßig über die Skala verteilt, wobei der mehrschichtige Wald mit 3/4 der theoretisch erreichbaren Punktzahl das obere Ende der Reihe einnimmt, während Sonderkulturen kaum 1o % des Maximalwertes erreichten. Einschichtiger Laubwald rangiert ziemlich exakt in der Mitte der Skala.
Die drei intensivsten Nutzungsformen, nämlich Sonderkulturen, Acker und intensives Grünland, mit geringer Schichtenstruktur und niedrigem Artenreichtum schneiden erwartungsgemäß sehr schlecht ab.

Deutlich abgesetzt sind extensives Grünland und einschichtiger Nadelwald, wobei bei ersterem die geringere Nutzungsintensität und verhältnismäßig hoher Artenreichtum, bei letzterem das ausgeprägte Mikroklima zum Ausdruck kommt.
In der Mitte der Skala findet sich der einschichtige Laubwald bei dem geringere Ausprägung der Schichten und nicht unerheblicher menschlicher Einfluß deutlich werden. Auf den ersten Blick mag es überraschen, daß Hochstauden und Sträucher leicht besser bewertet wurden. Dies wird jedoch verständlich angesichts minimaler Nutzungsintensität und hoher Natürlichkeit der Vegetation, und damit auch günstigen Bedingungen für sonst nur wenig beachtete Tiergruppen, etwa Bodenfauna.

Bei dem hohen Wert der Gebüsche und Hecken kommen dieselben Faktoren (minimaler Einfluß des Menschen und hohe Natürlichkeit der Vegetation), zusammen mit besserer Schichtenstruktur und ausgeprägterem Bestandesklima zum Tragen.

Der "Favorit", nämlich der mehrschichtige Wald ist bei 4 der Faktoren deutlich überlegen, doch verhindert hier der menschliche Einfluß einen noch besseren Wert.

Unter forstlichen Gesichtspunkten ist besonders die sehr unterschiedliche Beurteilung der 3 Waldtypen von Bedeutung. Hier zeigt sich eindeutig, daß Wald nicht gleich Wald gesetzt werden kann und nicht jeder Wald auch als ökologisches Optimum angesehen werden kann. Stärkere Berücksichtigung ökologischer Belange im Waldbau verlangt eindeutig einen stark gegliederten, naturnahen Wald.

Daß landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen keine ökologischen Optimallösungen sind, war klar. Dennoch erstaunt der sehr niedrige Wert von Acker, Sonderkulturen und intensivem Grünland. Umso wichtiger ist daher in diesen Gebieten die stärkere Berücksichtigung von wenig oder nicht genutzten Flächen in der Flurbereinigung- und Flächennutzungsplanung.

Wichtig, besonders auch im Hinblick auf die Nutzungsbestimmung der Brachflächen, sind die guten Werte für Hochstauden und Sträucher sowie Hecken und Gebüsche. Hier bietet die natürliche Sukzession eine hervorragende Alternative, die verstärkt beachtet werden sollte.

7.0 BERECHNUNG DES BEDARFS AN REGENERATIONSFLÄCHEN

7.1 Ermittlung des Biotopwertes der Bezugseinheit

Die in Abschnitt 6.5 berechneten Biotopwerte dienen der Ermittlung des Biotopwertes der Bezugseinheit. In Abschnitt 4.3.1 wurde deutlich, daß die Bezugseinheit aus Gründen der möglichen Auswirkungen der Regenerationsflächen eher kleinräumig gewählt werden muß. Es ist daher vorgeschlagen worden, die Gemeinde als kleinste politische Einheit und Träger zahlreicher Flächenplanungen als Bezugseinheit zugrunde zu legen.

Zur Ermittlung des Biotopwertes einer Gemeinde werden die Flächen der verschiedenen Flächennutzungsarten erfaßt und mit dem jeweiligen Biotopwert multipliziert. Der Gesamtwert wird zur Normierung durch die Gesamtfläche dividiert. Die Berechnungsvorschrift lautet demnach:

$$B_{gem} = \frac{B_1 \cdot F_1 + B_2 \cdot F_2 + B_3 \cdot F_3 \ldots\ldots + B_n \cdot F_n}{F_{gem}} \qquad \text{(Gl.11)}$$

wobei B_{gem} = Biotopwert der Gemeinde

B_n = Biotopwert der Flächennutzungsart n

F_n = Fläche der Flächennutzungsart n

F_{gem} = Gesamtfläche der Gemeinde

Der Biotopwert je ha der Gemeinde bewegt sich demnach, wie der Biotopwert der einzelnen Flächennutzungsarten, zwischen den Werten 0 und 100.

7.2 Richtwerte

Im Rahmen der Flächennutzungsplanung wird sich die Frage aufdrängen, bei welchem Biotopwert ausgeglichene, günstige oder ungünstige Verhältnisse vorliegen. Um hierfür Anhaltspunkte zu liefern, wurde ein Toleranzbereich, ein Defizitbereich und ein Potentialbereich definiert.

Die Problematik dieses Versuches ergibt sich aus der Komplexität der Zielgröße. Einem punktuellen Richtwert muß daher mit entsprechenden Vorbehalten begegnet werden. Erste Anhaltspunkte zur Festlegung dieser Richtwerte lassen sich im Vergleich der Biotopwerte verschiedener Gemeinden einer Region gewinnen.

Im Zusammenhang mit der Fachleute-Befragung (vgl.Kapitel 6.0) wurden auch hierzu Urteile erbeten, die es vertretbar erscheinen lassen, zumindest einen Toleranzbereich abzugrenzen. Dabei wurden für die einzelnen Nutzungsarten folgende Mindestanteile angegeben um einen "absolut befriedigenden" Wert an landschaftlicher Vielfalt zu erreichen:

Flächennutzungsart	Flächenanteil	a
Sonderkulturen	5.7	o.82
Acker	19.1	2.o5
intensives Grünland	13.6	1.31
extensives Grünland	11.6	1.o8
Hochstauden und Sträucher	5.1	o.54
Hecken und Gebüsche	6.8	o.61
einschichtiger Nadelwald	8.o	o.91
einschichtiger Laubwald	1o.1	o.98
mehrschichtiger Wald	2o.o	1.61

Aus diesen Aussagen wird deutlich, daß bezüglich einer ökologisch befriedigenden Ausstattung der Landschaft präzise Vorstellungen vorliegen, die allerdings vom heutigen Zustand vieler Landschaften abweichen.

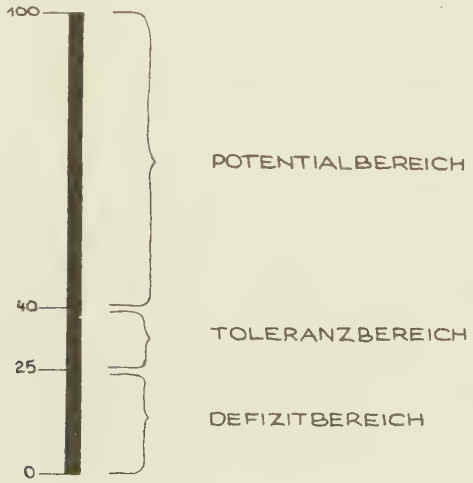
Eine Überprüfung der Werte nach einer zulässigen mittleren Abweichung a' von 1o % (siehe Abschnitt 6.5.4) zeigt, daß die Werte innerhalb des zulässigen Bereichs liegen, bzw. diesen nur geringfügig überschreiten.

Legt man die in Gleichung 1o beschriebene Aggrigationsvorschrift des Biotopwertes und die in Gleichung 11 dargestellte Berechnungsformel des Biotopwertes der Bezugseinheit zugrunde, dann läßt sich aus obigen Werten ein Biotopwert der ökologisch "befriedigenden" Landschaft von 39,o9 berechnen. Eine Überprüfung dieses Wertes ist direkt nicht möglich. An Hand sehr verschiedenartiger Testgemeinden, für die globale Aussagen über Umfang und Qualität der Biotope vorlagen, konnte aber eine gewisse Plausibilitätsprüfung vorge-

nommen werden.

Danach erhielt die Gemeinde Unterhausen, die von Fachleuten der Region als unter ökologischen Gesichtspunkten günstig eingestuft wurde, einen Biotopwert von 41,26. Diese Ziffer entspricht dem Umfragewert von 39,09 recht gut. Für die Gemeinde Mägerkingen, die als dem Landesdurchschnitt entsprechend mit ausreichender Ausstattung eingestuft wurde, ergab sich ein Biotopwert von 27,31. Dem gegenüber erhielt die Gemeinde Oeffingen, deren ökologischer Zustand als nicht mehr ausreichend angesehen wird, den Biotopwert 22,91, und für die Gemeinde Schmiden schließlich, die als ökologisch absolut verarmt angesehen werden muß, ermittelte sich nur noch ein Biotopwert von 1o,12.

Oberträgt man diese Werte in die Biotopwertskala, so lassen sich, unter Berücksichtigung sozio-ökonomischer Zwänge (eine ökologisch optimale Landschaft wird heute in Mitteleuropa wohl nur selten realisierbarsein), die Bereiche etwa folgendermaßen abgrenzen.



Danach kann der Toleranzbereich etwa von 25 Punkten (ausreichend) bis ca. 4o Punkten (befriedigend) reichen. Weniger als 25 Punkte bedeutet in der Regel eine zu geringe Ausstattung und mehr als 4o Punkte zeigt ein relativ hohes ökologisches Potential an. Da dieses Potential unter dem Gesichtspunkt der Biotopvielfalt zu sehen ist, lassen sich aus dieser Größe wertvolle Hinweise für schutzwürdige Gebiete ableiten.

7.3 Bedarfsberechnung und Bedarfsdeckung

Ein Vergleich des Biotopwertes einer Gemeinde mit der vorgenannten Skala kann also Hinweise auf ihre ökologische Ausstattung geben und planerische Konsequenzen nahelegen. Dies soll an einem Beispiel verdeutlicht werden:

der Biotopwert einer relativ waldarmen ausgeräumten Gemeinde X	B = 19
damit beträgt das Defizit je ha (rechnerisch)	: 25 - 19 = 6 Pt.
die Größe der Gemeinde X	: 1ooo ha
dann besteht ein Gesamtdefizit von	: 1ooo x 6 = 6ooo Pt.

Zur Deckung dieses Bedarfes können die verschiedenen Flächennutzungsarten als Alternativen betrachtet werden, d.h. der Fehlbetrag kann z.B. durch einschichtigen Laubwald oder mehrschichtigen Wald gedeckt werden. Als Gewinn ist dabei der Biotopwertunterschied zwischen der heutigen Nutzungsart und der geplanten Nutzungsart anzusprechen. Soll im Beispiel der Bedarf durch Hecken und Gebüsche auf heutigem intensiven Grünland ausgeglichen werden, so würde dies einen Biotopwertgewinn von 65,1o - 17,63 = 47,47 je ha bedeuten.

Da ein Gesamtdefizit von 6ooo Punkten zu decken ist, müßten 6ooo : 47,47 = 126,4o ha oder 12,64 % der Fläche in die Nutzungsart Hecken und Gebüsche überführt werden.

Solche Zahlen mögen auf den ersten Blick unrealistisch hoch sein, doch entbindet die heutige Nutzung nicht von der Pflicht auf ökologische Mißstände hinzuweisen. Zudem hat gerade die rapide Zunahme der Brachflächen gezeigt, daß durchaus innerhalb weniger Jahre 1o oder 2o % der Fläche zur Verfügung stehen können, die bei ökologisch ausgerichteter Planung erheblich zur Stabilität und Vielfalt der Landschaft beitragen können.

Am Ende dieser Darlegungen muß vielleicht betont werden, daß es nicht etwa darum gehen kann, "Gemeindekennziffern" der ökologischen Vielfalt zu entwerfen und Defizite oder Potentiale auf Kommastellen genau zu ermitteln. Es ging vielmehr darum an abgeleiteten Vorstellungen und an konkreten Beispielen deutlich zu machen, wie unterversorgt manche - und leider relativ weite - Gebiete unserer Landschaft sind und einen Maßstab zu liefern, um eine Einschätzung der ökologischen Verhältnisse vorzunehmen.

8.o ÜBERPRÜFUNG DER METHODIK IN TESTGEBIETEN

Um die Durchführbarkeit der Methode sowie die Plausibilität der Ergebnisse zu überprüfen, wurden 4 Gemeinden in Baden-Württemberg bewertet, die nach dem Urteil von Fachleuten des Naturschutzes, der Landwirtschaft und Forstwirtschaft sehr unterschiedlich ausgestattet sind. Es waren dies:

- Schmiden (Kreis Waiblingen)
- Oeffingen (Kreis Waiblingen)
- Mägerkingen (Kreis Reutlingen)
- Unterhausen (Kreis Reutlingen)

Diese vier Gemeinden sollen kurz charakterisiert werden.

8.1 Die Testgemeinden

8.1.1 Schmiden

Schmiden (ca. 76o ha) liegt am nordöstlichen Rande Stuttgarts und wird auf Grund hervorragender Böden, die zu den besten Baden-Württembergs gehören, sehr intensiv landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzt. Dies bedeutet einen sehr hohen Anteil an intensiv genutzten und ein sehr geringes Maß an extensiver genutzten Flächen. Schmiden hat außerdem einen ziemlich hohen Industriebesatz und einen hohen Anteil an Pendlern unter der Wohnbevölkerung.

8.1.2 Oeffingen

Auch Oeffingen (ca. 72o ha) liegt am Nordostrand von Stuttgart und schließt sich nördlich an Schmiden an. Obwohl die Qualität der Böden etwas geringer ist als in Schmiden, ist noch intensiver Ackerbau gegeben. Allerdings sind - in beschränktem Umfang - auch extensivere Nutzungsarten vertreten.

8.1.3 Mägerkingen

Mägerkingen (ca. 117o ha) liegt etwa 3o km südlich von Reutlingen auf der Hochfläche der Schwäbischen Alb, im Bereich der "Mittleren Kuppenalb". Ein Teil der 8oo Einwohner arbeitet in den ortsansässigen kleineren Gewerbebetrieben (Spinnereien) und bewirtschaftet die Höfe im Nebenerwerb. Nur 4o % der Betriebe sind Haupterwerbsbetriebe. Die Flächennutzung ist deutlich landwirtschaftlich ausgerichtet, auf Grund der Höhenlage und der geringeren Standortsgunst sind aber bereits fühlbare Anteile von Wald und extensiv genutzten Flächen wie etwa frühere Schafweiden vorhanden.

8.1.4 Unterhausen

Unterhausen (ca. 163o ha) liegt ca.15 km südlich von Reutlingen am Steilabfall der Schwäbischen Alb. Auf Grund der geringen Bodengüte und den Verdienstmöglichkeiten in der Reutlinger Industrie ist die Landwirtschaft nahezu nicht mehr existent. Von 9o Haupterwerbsbetrieben im Jahr 1946 blieb 1973 ein einziger. Die Folge davon ist ein sehr hoher Anteil an Brachflächen, die sich in verschiedenen Sukzessionsstadien befinden. Auffallend ist auch der hohe Waldanteil, bedingt durch die Steilhänge der Schwäbischen Alb.

8.2 Kartierungsmethodik

Im Laufe des Frühlings und Sommers 1976 wurden die 4 Gemeinden kartiert, wobei die beschriebenen Flächennutzungsarten in 1 : 1o.ooo Karten (Vergrößerung der Meßtischblätter 1 : 25.ooo) festgehalten wurden. Zur Vorbereitung und nachträglichen Überprüfung der Feldaufnahme wurden folgende Hilfsmittel benutzt:

- Luftbildpläne 1 : 25.ooo, sowie teilweise Luftbilder (etwa 1 : 12.ooo) aus forstlichen Befliegungen
- Bestandeskarten der Forstämter (kombinierte Baumarten- und Altersgruppen-Karten) (FED, 197o)
- Unterlagen der Landwirtschaftsämter zur Flurbilanz
- für die Gemeinde Unterhausen konnte zusätzlich die pflanzensoziologische Karte von FABER (1955) benutzt werden.

Der Schwerpunkt der Kartierungsarbeiten lag jedoch bei den Feldaufnahmen. Die Gemeinden wurden abgegangen und die verschiedenen Flächennutzungsarten mit verschiedenen Signaturen in die 1 : 1o.ooo Karte eingetragen.

8.3 Kartierungsergebnisse

Die Flächennutzungsarten (die in den Karten 1 - 3 dargestellt sind) wurden planimetriert. Es ergaben sich folgende ha-Werte:

8.3.1 Gemeinde Schmiden (Karte 1)

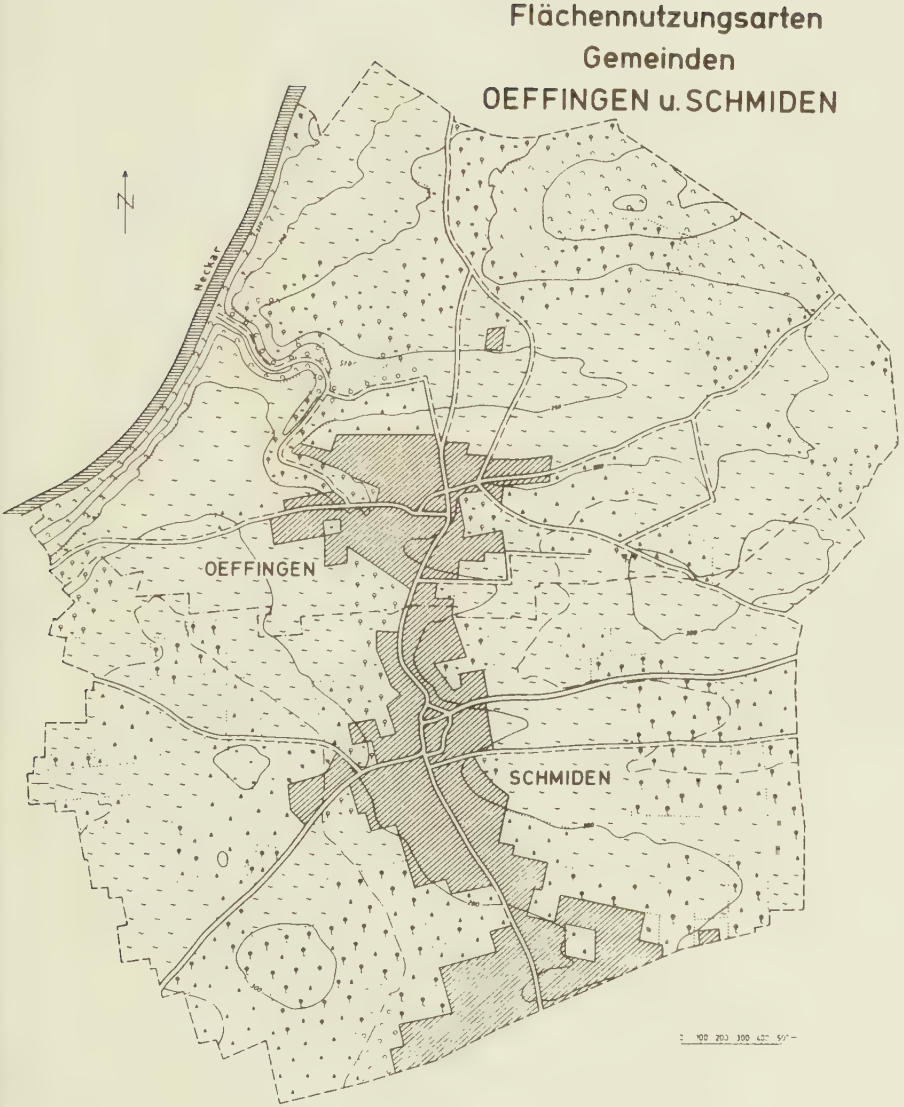
Sonderkulturen	14o,8 ha
Baumschulen	146,6 ha
Acker	284,4 ha
intensives Grünland	6,o ha
Streuobst auf intensivem Grünland	3o,4 ha
extensives Grünland	7,o ha
Hochstauden und Sträucher	o,o ha
Hecken und Gebüsch	7,2 ha
einschichtiger Nadelwald	o,o ha
einschichtiger Laubwald	o,o ha
mehrschichtiger Wald	o,o ha
Siedlungsfläche	139,5 ha
Gesamtfläche	761,9 ha

Hier kommt sehr deutlich der Charakter der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung auf guten bis sehr guten Böden zum Ausdruck. Sonderkulturen, Baumschulen und Äcker nehmen mehr als 2/3 der Fläche ein. Bei hohem Siedlungsflächenanteil (Großstadtnähe) bleibt für weniger intensiv genutzte Flächen kaum Platz. Die wenigen Hecken und Gebüsche befinden sich auf altem Fabrikgelände. Erstaunlich ist das absolute Fehlen von Wald.

8.3.2 Gemeinde Oeffingen (Karte 1)

Sonderkulturen	44,8	ha
Baumschulen	65,1	ha
Acker	353,2	ha
intensives Grünland	1o,8	ha
Streuobst auf intensivem Grünland	1o2,4	ha
extensives Grünland	6,4	ha
Streuobst auf extensivem Grünland	26,o	ha
Hochstauden und Sträucher	9,2	ha
Gebüsch und Hecken	1,6	ha
einschichtiger Nadelwald	11,6	ha
einschichtiger Laubwald	o,o	ha
mehrschichtiger Wald	86,4	ha
Siedlungsfläche	65,1	ha
Gesamtfläche	723,5	ha

Auch die Gemeinde Oeffingen ist landwirtschaftlich intensiv genutzt, wenn auch auf Grund weniger guter Böden als in Schmiden auch etwas extensivere Nutzungsformen (Streuobst) vorkommen. Der Waldanteil ist mit weniger als 15 % deutlich unter dem Landesdurchschnitt. Hochstauden und Sträucher sowie Hecken und Gebüsche befinden sich innerhalb des Steinbruchbereichs.

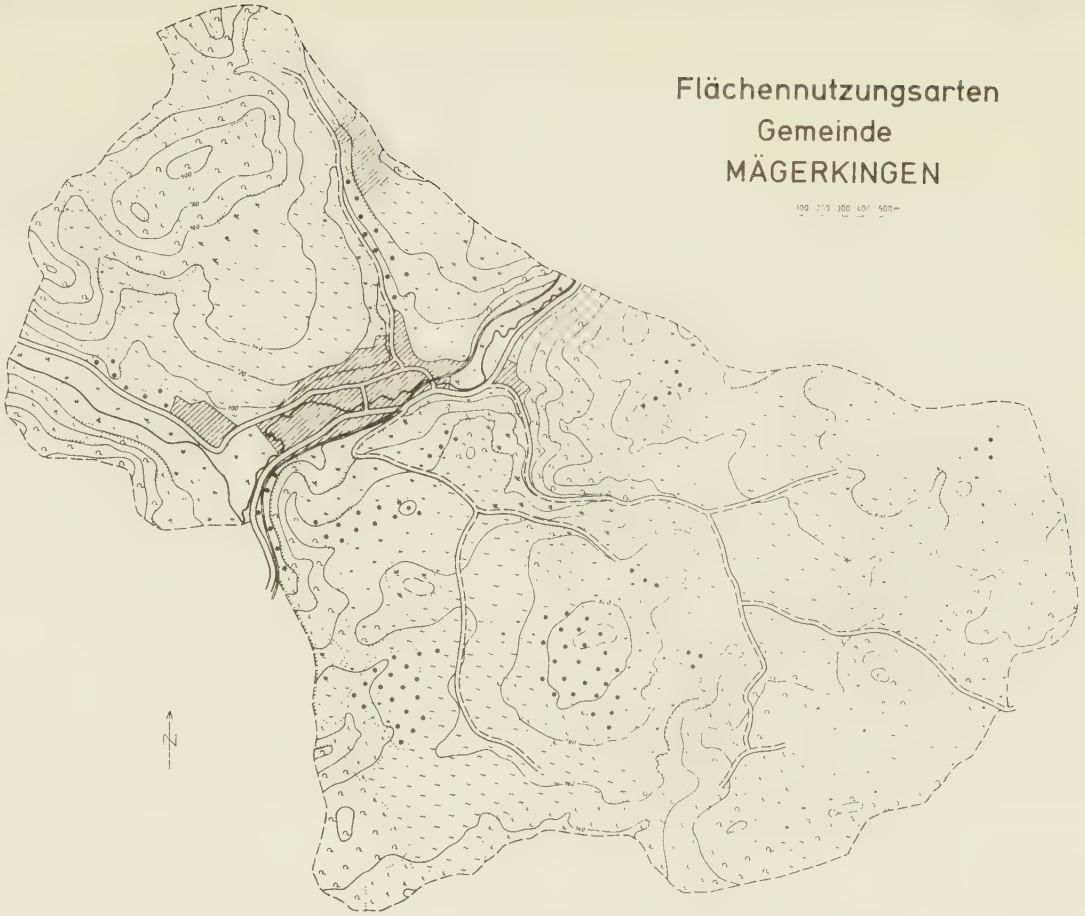

Flächennutzungsarten
Gemeinden
OEFFINGEN u. SCHMIDEN
N
Neckar
OEFFINGEN
SCHMIDEN

8.3.3 Gemeinde Mägerkingen (Karte 2)

Sonderkulturen	o,o	ha
Acker	382,o	ha
intensives Grünland	189,4	ha
extensives Grünland	98,o	ha
Hochstauden und Sträucher	6,o	ha
Gebüsch und Hecken	57,6	ha
einschichtiger Nadelwald	152,2	ha
einschichtiger Laubwald	194,6	ha
mehrschichtiger Wald	51,o	ha
Siedlungsfläche	42,o	ha
Gesamtfläche	1172,8	ha

Die Gemeinde Mägerkingen entspricht in der Nutzungsverteilung etwa dem Landesdurchschnitt. Der Bewaldungsanteil ist leicht niedriger. Deutlich ist der hohe Anteil an Gebüsch und Hecken. Es handelt sich hier um ehemalige Schafweiden und Hutungen die sich in einem mehr oder weniger fortgeschrittenen Stadium der Sukzession befinden. Dem dörflichen Charakter entspricht der niedrige Anteil der Siedlungsflächen.

Flächennutzungsarten
Gemeinde
MÄGERKINGEN



8.3.4 Gemeinde Unterhausen (Karte 3)

Sonderkulturen	o,o	ha
Acker	92,6	ha
intensives Grünland	14o,8	ha
extensives Grünland	2o6,o	ha
Streuobst auf extensivem Grünland	159,6	ha
Hochstauden und Sträucher	12,o	ha
Hecken und Gebüsch	144,4	ha
einschichtiger Nadelwald	46,2	ha
einschichtiger Laubwald	638,8	ha
mehrschichtiger Wald	94,8	ha
Siedlungsfläche	94,8	ha
Gesamtfläche	163o,o	ha

Auffallend an der Nutzungsverteilung der Gemeinde Unterhausen ist der hohe Waldanteil. Es handelt sich hier überwiegend um Kalkbuchenwälder am Steilabfall der Schwäbischen Alb. Wegen der Strukturprobleme der Landwirtschaft und der Abwanderung der Arbeitskräfte in die Industrie (Nähe zu Reutlingen) ist ein sehr hoher Anteil an weniger intensiv genutzten Flächen verständlich. Beim extensiven Grünland handelt es sich z.T. um ehemalige Hutungen; bei dem hohen Anteil an Gebüsch und Hecken um frühere Schafweiden an den unteren Talhängen, die sich in verschiedenen Stadien der natürlichen Sukzession befinden.

N
Flächennutzungsarten
Gemeinde
UNTERHAUSEN
0 100 200 300 400 500m

8.4 Bewertungsergebnisse

Für jede der 4 Gemeinden wurden anschließend die berechneten Flächennutzungsarten mit ihrem Biotopwert multipliziert (siehe Abb.1o). Für die Flächennutzungsart "Siedlungsflächen", in der Infrastrukturflächen wie Straßen, Eisenbahn usw. und technisches Ödland eingeschlossen sind, wurde ein Biotopwert 0 unterstellt. Da es sich bei der vorliegenden Arbeit um eine Untersuchung der freien Landschaft handelt, konnten negative Auswirkungen der Siedlungsflächen (Emissionen, Lärm, Zerschneidung usw.), die einen gänzlich anderen Faktorenkomplex bilden, nicht berücksichtigt werden. Baumschulen wurden auf Grund der Bearbeitungsintensität (Bodenbearbeitung, Düngemittel, Pestizide usw.) als Variation der Sonderkulturen bewertet. Streuobstwiesen wurden auf Grund des lockeren Baumbestandes mit einem Drittel des Biotopwertes des einschichtigen Laubwaldes aufgewertet.

8.4.1 Bewertungsergebnisse der Gemeinde Schmiden

Sonderkulturen	14o,8 ha	x	9,16	= 1289,72
Baumschulen	146,6 ha	x	9,16	= 1342,85
Acker	284,4 ha	x	12,o3	= 3421,33
intensives Grünland	6,o ha	x	17,63	= 1o5,78
Streuobst auf intensivem Grünland	3o,4 ha	x	28,65	= 87o,96
extensives Grünland	7,o ha	x	31,2o	= 218,4o
Hochstauden und Sträucher	o,o ha	x	54,52	= o,o
Hecken und Gebüsche	7,2 ha	x	65,1o	= 468,72
einschichtiger Nadelwald	o,o ha	x	34,35	= o,o
einschichtiger Laubwald	o,o ha	x	5o,7o	= o,o
mehrschichtiger Wald	o,o ha	x	75,84	= o,o
Siedlungsfläche	139,5 ha	x	o,o	= o,o
Gesamtwert				7717,76

$$\text{Biotopwert} = \frac{\text{Gesamtwert}}{\text{Gesamtfläche}} = \frac{7717,76}{761,9} = 1o,12$$

Der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und dem absoluten Fehlen von Wald entspricht ein mit knapp 1o % des Maximalwertes sehr niedriger und auf jeden Fall unzureichender Biotopwert. Verglichen mit der Richtwertskala hat Schmiden ein Defizit von rund 15 Punkten/ha. Bei einer Fläche von 762 ha ergibt dies ein Gesamtdefizit von 1143o Punkten.

Als Alternativen zur Bedarfsdeckung sind beispielsweise vorstellbar:

- mehrschichtiger Wald: dieser könnte den Bedarf auf Grund seines hohen Biotopwertes auf verhältnismäßig kleiner Fläche decken und

wäre bei Waldanteil 0 auch dringend erforderlich. Den Standortsbedingungen würde ein Eichen-Hainbuchen-Wald entsprechen. Da Brachflächen nicht zur Verfügung stehen, muß der Bedarf auf genutzten Flächen gedeckt werden. Unterstellt man ein Aufforsten von Ackerland, so werden benötigt:

1143o : (75,84 - 12,o3) = 179,13 ha.

- Hecken und Gebüsche: diese wären in einer derart ausgeräumten Landschaft sowohl aus ökologischen als auch aus landeskulturellen Gründen (Windschutz, Lufttemperatur usw.) (ZUNDEL, 1967) dringend notwendig. Bei einer Umwandlung von Ackerflächen wären hierzu 1143o : (65,1o - 12,o3) = 215,38 ha erforderlich.

Beide Alternativen - wiewohl vom Biotopwert als auch vom Erholungswert her notwendig und erwünscht (eine Umfrage unter der Bevölkerung ergab einen gewünschten Waldanteil von rund 6o % (HARTWEG, 1975)) erscheinen derzeit nicht realistisch, was wieder einmal die Konfliktsituation zwischen Naturschutz und Landnutzung deutlich macht.

8.4.2 Bewertungsergebnisse der Gemeinde Oeffingen

Sonderkulturen	44,8 ha	x	9,16	= 41o,36
Baumschulen	65,1 ha	x	9,16	= 56,16
Acker	353,2 ha	x	12,o3	= 4249,oo
Intensives Grünland	1o,8 ha	x	17,63	= 19o,4o
Streuobst auf intensivem Grünland	1o2,4 ha	x	28,65	= 2933,76
extensives Grünland	6,4 ha	x	31,2o	= 199,68
Streuobst auf extensivem Grünland	26,o ha	x	37,7o	= 98o,2o
Hochstauden und Sträucher	9,2 ha	x	54,52	= 5o1,58
Gebüsch und Hecken	1,6 ha	x	65,1o	= 1o4,16
einschichtiger Nadelwald	11,6 ha	x	34,35	= 398,96
einschichtiger Laubwald	o,o ha	x	5o,7o	= o,o
mehrschichtiger Wald	86,4 ha	x	75,84	= 6552,57
Siedlungsfläche	65,1 ha	x	o,o	= o,o
Gesamtwert				16576,33

$$\text{Biotopwert} = \frac{\text{Gesamtwert}}{\text{Gesamtfläche}} = \frac{16576{,}33}{723{,}5} = 22{,}91$$

Der Biotopwert von Oeffingen wird durch die etwas extensivere Nutzung, verglichen mit Schmiden, günstig beeinflußt, doch kann er nicht als ausreichend bezeichnet werden. Ein Vergleich mit der Richtwertskala zeigt ein Defizit von mindestens 2 Punkten/ha auf.

Als mögliche Alternative zur Deckung des Bedarfs kämen besonders Hecken und Gebüsche im weniger strukturierten südlichen Teil der Gemarkung (siehe Karte 1) in Frage. Bei einer dann notwendigen Umwandlung von Ackerflächen würden ca. 27 ha oder 2,75 % der Gesamtfläche benötigt; ein Wert der durchaus realisierbar scheint.

8.4.3 Bewertungsergebnisse der Gemeinde Mägerkingen

Sonderkulturen	o,o ha	x	9,16	= o,o
Acker	382,o ha	x	12,o3	= 4595,46
intensives Grünland	189,4 ha	x	17,63	= 3339,12
extensives Grünland	98,o ha	x	31,2o	= 3o57,6o
Hochstauden und Sträucher	6,o ha	x	54,52	= 327,12
Gebüsch und Hecken	57,6 ha	x	65,1o	= 3749,76
einschichtiger Nadelwald	152,2 ha	x	34,35	= 5228,o7
einschichtiger Laubwald	194,6 ha	x	5o,7o	= 9866,22
mehrschichtiger Wald	51,o ha	x	75,84	= 3867,84
Siedlungsfläche	42,o ha	x	o,o	= o,o
Gesamtwert				32o31,19

$$\text{Biotopwert} = \frac{\text{Gesamtwert}}{\text{Gesamtfläche}} = \frac{32o31,19}{1172,8} = 27,31$$

Der Biotopwert der Gemeinde Mägerkingen dürfte mit dem berechneten 27,31 Punkten als ausreichend bezeichnet werden. Wenn man der Richtwertskala folgt, wären bei Landschaftsplanungen Umwandlungen in extensive Nutzungsarten und Aufforstungen nicht vorrangig. Jedoch wäre ein weiteres Anheben des Biotopwertes, etwa durch Anlage von Hecken und Gebüschen im kaum strukturierten, östlichen Teil der Gemarkung durchaus erwünscht (siehe Karte 2).

8.4.4 Bewertungsergebnisse der Gemeinde Unterhausen

Sonderkulturen	o,o ha	x	9,16	= o,o
Acker	92,6 ha	x	12,o3	= 1113,98
intensives Grünland	14o,8 ha	x	17,63	= 2482,3o
extensives Grünland	2o6,o ha	x	31,2o	= 6427,2o
Streuobst auf extensivem Grünland	159,6 ha	x	37,7o	= 6o16,92
Hochstauden und Sträucher	12,o ha	x	54,52	= 654,24
Hecken und Gebüsch	144,4 ha	x	65,1o	= 94oo,44
einschichtiger Nadelwald	46,2 ha	x	34,35	= 1586,97
einschichtiger Laubwald	638,8 ha	x	5o,7o	= 32387,16
mehrschichtiger Wald	94,8 ha	x	75,84	= 7189,63
Siedlungsfläche	94,8 ha	x	o,o	= o,o
Gesamtwert				67258,84

$$\text{Biotopwert} = \frac{\text{Gesamtwert}}{\text{Gesamtfläche}} = \frac{67258{,}84}{163o{,}o} = 41{,}26$$

Wie schon aus der Nutzungsstruktur hervorging, ist die Gemeinde Unterhausen überdurchschnittlich gut ausgestattet. Der Biotopwert von 41,26 Punkten drückt daher einen auch bei sehr strengen Maßstäben durchaus befriedigenden Zustand aus, der wohl nur in wenigen Gemeinden erreicht wird. Dieser verhältnismäßig hohe Biotopwert weist die Gemeinde Unterhausen als schutzwürdigen Restriktionsraum aus und gibt damit wichtige Hinweise auf raumordnungspolitische Zielsetzungen. Diese dürften zum Teil im Bereich der Erholung, z.T. aber auch in der Zielsetzung der Ausweisung von Naturschutzgebieten und flächenhaften Naturdenkmälern liegen.

9.o DISKUSSION

Die zunehmende Verarmung unserer Landschaften sowie die zwingende Notwendigkeit ihr über die Berücksichtigung ökologischer Belange im Rahmen der Flächenplanungen zu begegnen, machen eine quantitative Erfassung des aktuellen Landschaftszustandes notwendig. Die Untersuchungen zeigen, daß dies über die Bewertung des Leitindikators "Flächennutzungsarten" durchaus möglich ist. Die in Abb.1o dargestellten Biotopwerte liefern eine klare Aussage zum Beitrag der verschiedenen Flächennutzungsarten zur landschaftlichen Vielfalt.

Die dabei deutlich werdende Tendenz des zunehmenden Biotopwertes entspricht eindeutig den vom Altmeister der Ökologie THIENEMANN (192o, 1956) formulierten biozönotischen Grundsätzen:
"Je variabler die Lebensbedingungen einer Lebensstätte, um so größer die Artenzahl der zugehörigen Lebensgemeinschaft." und
"Je mehr sich die Lebensbedingungen eines Biotops vom Normalen und für die meisten Organismen Optimalen entfernen, um so artenärmer wird die Biozönose, um so charakteristischer wird sie, in um so größerem Individuenreichtum treten die einzelnen Arten auf."
FRANZ (1952/1953) brachte die Bedeutung der ungestörten Entwicklung ein, als er sagte:
"Je kontinuierlicher sich die Milieubedingungen an einem Standort entwickelt haben, je länger er gleichartige Umweltbedingungen aufgewiesen hat, um so artenreicher ist seine Lebensgemeinschaft, um so ausgeglichener und um so stabiler ist sie."

Auf diesen Faktor wiesen auch v.d.LEEUWEN (1966) und WESTHOFF (1968) in der Theorie des "limes convergens/limes divergens" hin, der zufolge Grenzbereiche mit hoher zeitlicher Konstanz und räumlicher Vielfalt artenreiche Gesellschaften tragen, während Grenzbereiche mit hoher zeitlicher Verschiedenheit eine artenarme Ubiquistengesellschaft tragen.

Die grundsätzliche Übereinstimmung der Biotopwerte mit diesen grundlegenden biozönotischen Prinzipien kann an den Einzelkriterien, die zur Berechnung des Biotopwertes verwendet wurden, noch verdeutlicht werden.

Der räumlichen Differenzierung, die THIENEMANN anspricht, entspricht das Kriterium Schichtenstruktur der Vegetation. Mit zunehmendem Wert dieses Kriteriums läßt sich auch ein Ansteiger des Biotopwertes und des Kriteriums Artenreichtum beobachten. Besonders anschaulich wird dies z.B. durch einen Vergleich des Ackers (Schichtenstruktur: 9 Pkte; Artenreichtum: 14 Pkte; Biotopwert: 19 Pkte), der Hochstauden und Sträucher (Schichtenstruktur: 39 Pkte; Artenreichtum: 55 Pkte; Biotopwert: 54 Pkte) und des mehrschichtigen Waldes (Schichtenstruktur: 79 Pkte; Artenreichtum: 76 Pkte; Biotopwert: 76 Pkte). Mac ARTHUR (1961) konnte eine enge Korrelation zwischen der Diversität der Avifauna und der Schichtendiversität feststellen. PIANKA (1966) konnte eine ähnliche enge Bindung der Anzahl der Echsenarten an die Diversität des Pflanzenvolumens nachweisen.

Dieser zunehmenden räumlichen Strukturierung entspricht aber eine stärkere Ausbildung des Mikroklimas (ANGSTRÖM, 1925; GEIGER, 1961); die auch JAKUCS (1972) sehr deutlich in seiner Untersuchung der Reihe Rasen - Saum - Buschwald - Wald feststellen konnte. Als Beispiele aus unseren Wertreihen seien angeführt das intensive Grünland (Schichtenstruktur: 13 Pkte und Mikroklima: 17 Pkte), sowie Hecken und Gebüsche (Schichtenstruktur: 59 Pkte und Mikroklima: 55 Pkte).

Ausgeprägtes Mikroklima, Natürlichkeit der Vegetation und Fehlen menschlichen Einflusses sind Faktoren der bei THIENEMANN, FRANZ und v.d.LEEUWEN angesprochenen normalen und kontinuierlichen Lebensbedingungen. Ihr Einwirken auf den Artenreichtum kann an 2 Beispielen aufgezeigt werden: intensives Grünland (Mikroklima: 17 Pkte; Natürlichkeit: 19 Pkte; menschlicher Einfluß: 13 Pkte und Artenreichtum: 2o Pkte) und Hecken und Gebüsche (Mikroklima: 55 Pkte; Natürlichkeit: 67 Pkte; menschlicher Einfluß: 68 Pkte und Artenreichtum: 66 Pkte).

Insgesamt läßt sich also sagen, daß die Entwicklung des Biotopwertes den in den wichtigen biozönotischen Grundsätzen niedergelegten Prinzipien entspricht. Beim Vergleich der Biotopwerte einzelnder Nutzungsarten mit der Literatur läßt sich diese Obereinstimmung weiter untermauern.

Landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen:

Wie aus Abb.1o hervorgeht zeichnen sich besonders die intensiven Formen landwirtschaftlicher Nutzung durch sehr niedrige Biotopwerte aus (Sonderkulturen: 9 Pkte; Acker: 12 Pkte; intensives Grünland: 17 Pkte). Dieser Wertung entspricht sehr gut die von TISCHLER (1955, 1958, 1968) und BEZZEL (1976) in intensiv genutzten und wenig strukturierten, landwirtschaftlich genutzten Flächen festgestellte Artenarmut. Kennzeichnend für diese Flächen ist aber auch eine erhöhte Schädlingsanfälligkeit, auf Grund des einseitigen, großflächigen Nahrungsangebotes und der ungünstigen Lebensbedingungen für Predatoren, was u.a. FRANK (1956) am Beispiel der Mäusegradationen deutlich gemacht hat. Interessant ist auch, daß BENTS (1974) für solche intensiv genutzten, monostrukturierten Gebiete auch eine geringe Erholungseignung nachgewiesen hat.

Die Untersuchungsergebnisse stützen daher die von MÖLLER (1966), ZUNDEL (1967) und KREUZ (1968) immer wieder erhobenen Forderungen im Rahmen der Flurbereinigung eine Erhöhung der ökologischen Vielfalt durch Aufforstung, Feld- und Flurgehölze sowie Windschutzpflanzungen anzustreben.

Bemerkenswert sind in diesem Zusammenhang die Vorstellungen, die sich in Holland bei der Planung der Polder durchgesetzt haben. Obwohl es sich bei den Polderflächen um beste landwirtschaftliche Böden handelt, wurde aus ökologischen Gründen der Waldanteil bei jedem neuen Polder von ursprünglich 3 % auf über 2o % angehoben (BENTHEM, 1971). Diese Entwicklung zeigt, daß ein Wert wie wir ihn mit rund 3o % extensiv genutzter Flächen oder Wald als Mindestausstattung für in-

tensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiete gefordert haben, durchaus realistisch ist.

Sukzessionsflächen:

Erstaunlich hoch sind die Biotopwerte der Flächennutzungsarten "Hochstauden und Sträucher" sowie "Hecken und Gebüsche", die den zweithöchsten Wert erhielten. Diese beiden Vegetationsformen sind nur selten geplant, sondern finden sich meist "zufällig" als Stadien der natürlichen Sukzession auf Brachflächen.
Für die in den letzten Jahren zunehmenden Brachflächen (u.a.STÄHLIN, STÄHLIN, SCHÄFER, 1973; RIEMANN, 1971; PAPP, 1974) wurden u.a. von AMMER (1973), MEYER, 1973), NEUMEYER (1972) verschiedene Nutzungsalternativen vorgeschlagen, die von der Aufforstung über extensive Pflege bis zur Erholungsnutzung reichen. Dabei wird die natürliche Sukzession oft negativ beurteilt, da z.B. nach BLUMEL (1970), ZUNDEL (1972) und HUNECKE (1967) die Kulturlandschaft verändert würde, sowie ungünstige Auswirkungen auf Naturhaushalt und Erholung zu befürchten seien. Dabei spricht man von Verbuschung, Versteppung oder Verfinsterung der Landschaft. Dem gegenüber wird z.B. von BUCHWALD (1971), SPERBER (1971), MERFORTH (1973) und JÄGER (1974) die Meinung vertreten, daß gerade die Sukzession zur Gesundung der Landschaft beitragen könne, da hier weder Emissionen entstehen noch Düngemittel und Pestizide verbraucht werden und die natürlichen Vegetationsformen hervorragend als Refugium und Regenerationszentrum für bedrohte Arten geeignet sind. BIERHALS und SCHARPF (1971) haben mittels einer Nutzwertanalyse die ökologischen Auswirkungen (Wasserhaushalt, Erosion, Kleinklima, Artenreichtum) verschiedener Nutzungsformen untersucht, wobei die natürliche Sukzession nach dem Wald am besten bewertet wurde. Auch ZUNDEL (1967) und WILMANNS (1973) beurteilen Hecken als landeskulturell wertvoll.
Diese Ergebnisse stimmen sehr gut mit den dieser Arbeit zugrunde liegenden Wertungen überein. Stadien der natürlichen Sukzession als Nutzungsalternative auf Grenzertragsböden und Sozialbrache, aber auch zur gezielten Erhöhung der landschaftlichen Vielfalt

sollten daher in Zukunft verstärkte Beachtung finden, und dies umso mehr als diese Alternative, wie BECHET (1974) nachweisen konnte, auch vom Pflegeaufwand her günstig abschneidet und BENTS (1974) für die Nutzungsformen einen relativ hohen Beliebtheitsgrad im Rahmen der Freizeitnutzung ermittelt hat.

Wald:

Für die 3 untersuchten Waldtypen ergeben sich sehr unterschiedliche Biotopwerte (einschichtiger Nadelwald: 34 Pkte; einschichtiger Laubwald: 51 Pkte; mehrschichtiger Wald: 76 Pkte). Der Vergleich dieser Werte untereinander sowie mit den Werten anderer Flächennutzungsarten veranschaulicht, daß unter ökologischen Gesichtspunkten nicht jeder Wald als optimale Nutzungsart anzusehen ist und daß nicht jeder Wald anderen Nutzungsarten vorzuziehen ist.

Der artenarme, wenig strukturierte und z.T. standortsfremde Nadelforst kann nur in vergleichsweise bescheidenem Maße zur landschaftlichen Vielfalt beitragen. Dies belegt auch ENGEL (1941), der für diesen Waldtyp nur geringe Artenzahlen nachweist und SCHWERDTFEGER (1946) konnte eine qualitative Verschiebung innerhalb des Artenspektrums zu Gunsten der phytophagen Arten feststellen, was eine Erhöhung der Schädlingsanfälligkeit bedeutet.

Mit zunehmender Natürlichkeit und räumlicher Strukturierung, sowie abnehmendem menschlichen Einfluß steigt der Biotopwert der Wälder stark an und erreicht im mehrschichtigen Wald den höchsten Wert der untersuchten Flächennutzungsarten. Diese Faktoren werden aber auch bei der Ausweisung und Planung von Naturwaldzellen (Naturwaldreservaten, Bannwäldern) zugrunde gelegt. Diese Einschätzung steht im Einklang mit DIETERICH, MÖLLER, SCHLENKER (197o), ROST (1971) und SEIBERT, HAGEN (1974). Dieselben Prinzipien werden auch im naturgemäßen Waldbau verfolgt, der neben ökonomischen verstärkt auch ökologische Ziele verfolgt (LEIBUNDGUT, 1945, 1949, 1975).
Daß gut strukturierte Bestände schließlich auch von Erholungssuchenden bevorzugt werden, hat unlängst HARTWEG (1975) eindeutig nachgewiesen.

10.0 PLANUNGSEMPFEHLUNGEN

Aus dem in den Kapiteln 4.0, 6.0 und 9.0 Gesagtem lassen sich folgende Grundsätze und Richtlinien für die Praxis ableiten:

1) Aus Gründen der ökologischen Stabilität, des Artenreichtums, der wissenschaftlichen Forschung, der Erholung und der Ethik und unter Berücksichtigung der z.T. sehr weit fortgeschrittenen Verarmung der Landschaft, ergibt sich die Notwendigkeit ökologische Belange, insbesondere auch der landschaftlichen Vielfalt, im Rahmen der flächenbezogenen Planungen (Landschaftsrahmen-, Landschafts-, Flächennutzungs- und Flurbereinigungsplanung) verstärkt zu berücksichtigen. Diese ökologischen Bedürfnisse müssen gleichberechtigt mit anderen Zielsetzungen wie Sozioökonomie und Infrastruktur in die Planung eingehen.

2) Ohne die Bedeutung überregionaler Ausgleichsräume zu unterschätzen, muß für die Sicherstellung der ökologischen Vielfalt eine wesentlich kleinere Bezugseinheit gefordert werden. Aus Gründen der Praktikabilität wird die Gemeinde als Bezugseinheit vorgeschlagen.

3) Die ökologische Vielfalt eines Raumes wird sowohl durch den Wechsel der Nutzungsarten als auch durch die Diversität innerhalb der einzelnen Flächen erreicht (räumliche Strukturierung).

4) Für die Zustandserfassung wird die Methode der Erfassung der "Flächennutzungsarten" vorgeschlagen (vgl.Kap.6.0). Sie bietet für die Planungspraxis den Vorteil, daß die erforderlichen Daten im Rahmen der Flächennutzungsplanungen zumeist ohnehin erhoben werden bzw. mit nur unerheblichem Mehraufwand erfaßt werden können.

5) Ein Vergleich des so abgeleiteten Biotopwertes mit der Skala der Richtbereiche zeigt in wieweit Oberlastung, Ausgeglichenheit oder besondere Schutzwürdigkeit vorliegen.

6) Im Bereich der Landwirtschaft müssen großflächige, einförmige und intensive Nutzungsformen ungünstig beurteilt werden. Solche "Agrarsteppen" bedürfen einer Strukturierung durch extensive Nutzungsarten. Bei ausschließlicher Nutzung in Form von Acker und intensivem Grünland ist ein Anteil von mindestens 3o % an Flächennutzungsarten mit einem Biotopwert von mehr als 5o, d.h. einschichtiger Laubwald, Feuchtgebiete, Hecken und Gebüsche, sowie mehrschichtiger Wald, notwendig.

7) Bei der Behandlung von Brachflächen sollte die natürliche Sukzession verstärkt als Alternative beachtet werden, da diese unter ökologischen (hoher Biotopwert), erholungstechnischen und finanziellen Gesichtspunkten günstig zu beurteilen ist. Für die Nutzungsarten Hochstauden und Sträucher, sowie Hecken und Gebüsche sollten in jeder Gemeinde etwa 1o % der Fläche zur Verfügung stehen.

8) Im Bereich der Forstwirtschaft sprechen die Befunde gegen einen artenarmen, wenig strukturierten Wald und für einen naturnah aufgebauten, mehrschichtigen Mischwald.

11.o ZUSAMMENFASSUNG

Aus Untersuchungen zahlreicher Autoren geht hervor, daß die mitteleuropäischen Landschaften in z.T. unvertretbarem Maße verarmt sind. Die Ursachen sind im Flächenverbrauch für Siedlungen und Verkehrsflächen, in der Schadstoffeinwirkung und dem Druck auf die Restflächen im Rahmen der Freizeitansprüche zu sehen. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Räumen sind es die großräumige Bewirtschaftung, die Mechanisierung und die großflächige Anwendung von Düngemitteln und Bioziden.

Dieser Entwicklung steht die Forderung nach der Erhaltung oder Wiederherstellung einer vielfältigen Landschaft gegenüber. Die Notwendigkeit einer solchen Vielfalt wird begründet mit:

- der Erhöhung der ökologischen Stabilität
- der Erhaltung des Genreservoirs
- der Erhaltung wissenschaftlicher Forschungsflächen
- der Schaffung von Refugien und Regenerationszentren für seltene und empfindliche Tier- und Pflanzenarten.

Möglichkeiten zur Erhöhung der landschaftlichen Vielfalt bieten sich insbesondere durch die Ausweisung bzw. Planung von Regenerationsflächen. Die an solche Regenerationsflächen zu stellenden Anforderungen sind: Mindestgröße (5 ha), Natürlichkeit und Schichtung der Vegetation, kleine Bezugseinheiten (Gemeinde).

Typische Beispiele für solche Regenerationsflächen sind:

- Naturschutzgebiete
- Naturwaldreservate
- Sukzessionsstadien auf Grenzertragsböden

Mit dem gewachsenen Umweltbewußtsein wird von Seiten der Planung immer wieder nach Werten für einen Mindestanteil an Regenerationsflächen gefragt. Hierzu wurde festgestellt, daß ein einheitlicher Mindestanteil an Regenerationsflächen nicht festgelegt werden kann. Der Bedarf wird vielmehr vom aktuellen Zustand, d.h. dem Maß an Vielfalt der einzelnen Landschaften abhängen. Zur Erfassung dieser landschaftlichen Vielfalt wurden im Rahmen pflanzensoziologischer, pedologischer und ornithologischer Untersuchungen verschiedene Methoden und Indices entwickelt, die allerdings zumeist zur von Spezialisten durchführbar und daher entsprechend arbeits- und kostenintensiv sind.

Für die Planungspraxis sind einfachere Verfahren erforderlich. Es wurde daher vorgeschlagen, die landschaftliche Vielfalt über den Leitindikator "Flächennutzungsarten" zu erfassen, da die hierzu benötigten Daten im Rahmen flächenbezogener Planungen entweder ohnehin erhoben oder mit vertretbarem Aufwand zusätzlich ermittelt werden können. Im einzelnen wurden berücksichtigt:

- Sonderkulturen
- Acker
- intensives Grünland
- extensives Grünland
- Hochstauden und Sträucher
- Hecken und Gebüsche
- einschichtiger Nadelwald
- einschichtiger Laubwald
- mehrschichtiger Wald

Der komplexe Begriff der landschaftlichen Vielfalt, von uns in diesem Zusammenhang als Biotopvielfalt verstanden, kann als solcher kaum bewertet werden. Er wurde daher zerlegt in die Faktoren:

- Artenreichtum der Fauna und Flora
- Schichtenstruktur der Vegetation
- Natürlichkeit der Vegetation
- Ausbildung des Mikroklimas
- Fehlen menschlichen Einflusses

Im Rahmen einer Fachleutebefragung wurden diese Flächennutzungsarten daraufhin untersucht, in welchem Maße sie die genannten Faktoren zu erfüllen vermögen. Die Bedeutung der Einzelkriterien wurde mittels des "Verfahrens der konstanten Summen" erfaßt. Es ergaben sich dabei folgende Gewichtungsfaktoren:

- Artenreichtum	28fach
- Schichtenstruktur	13fach
- Natürlichkeit	28fach
- Mikroklima	11fach
- Menschlicher Einfluß	2ofach

Somit konnte eine aggregierte Aussage zur Biotopvielfalt getroffen werden. Im einzelnen ergaben sich für die verschiedenen Flächennutzungsarten folgende Biotopwerte:

- Sonderkulturen	:	9 Punkte
- Acker	:	12 Punkte
- intensives Grünland	:	18 Punkte
- extensives Grünland	:	31 Punkte
- Hochstauden und Sträucher	:	55 Punkte
- Hecken und Gebüsche	:	65 Punkte
- einschichtiger Nadelwald	:	34 Punkte
- einschichtiger Laubwald	:	51 Punkte
- mehrschichtiger Wald	:	76 Punkte

Mehrschichtig aufgebauter Wald, sowie Hecken und Gebüschflächen liefern demnach den höchsten Beitrag zur ökologischen Vielfalt einer Landschaft.

Unter Berücksichtigung der Anteile einzelner Flächennutzungsarten innerhalb einer Gemarkung läßt sich ein flächenhafter Biotopwert errechnen, der eine Vorstellung von der ökologischen Vielfalt einer Landschaft vermittelt. Um hieraus zu Aussagen über den Bedarf an Regenerationsflächen zu kommen, mußte festgelegt werden, welche Biotopwerte einer günstigen, ausreichenden oder ungünstigen Ausstattung entsprechen. Auf Grund einer Fachleutebefragung und einer Plausibilitätsprüfung an ökologisch verschieden ausgestatteten Testgemeinden konnten folgende Bereiche definiert werden:

- ein Oberlastungsbereich mit Biotopwerten von weniger als 25 Punkten
- ein Toleranzbereich mit Biotopwerten zwischen 25 und 4o Punkten
- ein Potentialbereich mit Biotopwerten von mehr als 4o Punkten. Werte innerhalb dieses Bereichs deuten auf die Schutzwürdigkeit des Gebietes hin und bezeichnen i.d.R. Restriktionsräume.

Für die Planung lassen sich folgende Empfehlungen ableiten:

1) Die Notwendigkeit verstärkter Berücksichtigung ökologischer Belange innerhalb der flächenbezogenen Planung.
2) Besondere Prüfung der Möglichkeiten über die Extensivierung bzw. Änderung der bestehenden Nutzung den Biotopwert zu verbessern. Dies gilt insbesondere für agrarisch intensiv genutzte Gebiete mit entsprechend niedrigem Biotopwert.

3) Ökologisch ausreichend ausgestattete Gemarkungen liegen i.d.R. dann vor, wenn rund 3o % von Wald, Hochstauden und Sträuchern, bzw. Hecken und Gebüschen bestockt sind. Dieser Wert kann u.E. bis auf 2o % gesenkt werden, wenn sich die extensiven Nutzungsarten aus mehrschichtigem Wald sowie Hecken und Gebüschen zusammensetzen.

4) Im Sinne der ökologischen Vielfalt sollten im forstwirtschaftlichen Bereich mehrschichtige Laubwaldbestände besonders dort an die Stelle einschichtiger Nadelwälder treten, wo die Waldfläche durch intensive landwirtschaftliche Nutzung an der Untergrenze liegt.

5) Bei der planerischen Bearbeitung von Grenzertragsböden sind die Sukzessionsstadien Hochstauden und Sträucher sowie Hecken und Gebüsche vom ökologischen Standpunkt aus zu bevorzugen.
Sie bieten darüberhinaus erholungstechnische Vorteile und sind pflege- d.h. kostenextensiv.

12.o LITERATUR

1) AMÉRY,C. 1976: Natur als Politik. Die ökologische Chance des Menschen
Rowohlt, Reinbek b.Hamburg

2) AMMER,U. 1969: Bedeutung und Aufgaben der Landespflege
Forstw.Centralblatt, 88,H.5, S.271-28o

3) AMMER,U. 197o: Zur Quantifizierung der Landschaft
Landschaft und Stadt, 2, H.3, S.119-121

4) AMMER,U. 1971: ZEPF,E. Aspekte des Umweltschutzes für Landespflege und Regionalplanung
Forstarchiv,41,H.8-9, S.16o-165

5) AMMER,U. 1972: Die gegenwärtige Lage und die Entwicklungsmöglichkeiten der Forstwirtschaft in Baden-Württemberg
Veröffentl.der Akademie f.Raumforschung und Landesplanung
Bd.68, S.23-34. Jänecke Verlag,Hannover

6) AMMER,U. 1973 a: Landwirtschaftlicher Nebenerwerbsbetrieb und Landschaftspflege
Informationen, Institut f.Raumordnung 23, S.373-377

7) AMMER,U. 1973 b: BENTS,D. Ökologische Standorteignung
in: Popp W. 1973:
Forschungsbericht zur Entwicklung des Planungsmodells "SIARSSY"
Erlangen, unveröffentlichtes Manuskript im Auftrag des Bundesministers für Städtebau und Wohnungswesen

8) AMMER,U. 1975: BECHET,G. BENTS,D. ROSENKRANZ,D. Systemanalyse Baden-Württemberg, Ökologischer Teil
im Auftrag des Landes Baden-Württemberg
Stuttgart

9) ÅNGSTRÖM,A. 1925: The Albedo of varieous surfaces of ground
Geogr.Ann. 7, S.323-324

1o) ANT,H. 1968: Quantitative Untersuchungen der Landschneckenfauna in einigen nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften
in: Pflanzensoziologie u.Landschaftsökologie
Dr.W.Junk Verlag, Den Haag

11) ANT,H. 1972: Ökologische Auswirkungen des Wechsels landwirtschaftlicher Nutzung auf die Tierwelt
in: Berichte über Landw. Bd. 5o, S.9o-99

12) ANT,H. 1973: ENGELKE,H. Die Naturschutzgebiete der Bundesrepublik Deutschland
Hrsg.von BVNL, Bonn-Bad Godesberg

13) ANONYMUS, 1971: Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung 1971
Drucksache VI, 271o
Bonn

14) ANONYMUS, 1972: Raumordnungsbericht 1972 der Bundesregierung
Hrsg.vom Presse- und Informationsamt der Bundesregierung
Bonn

15) ATLAVINYTE, 1975: zitiert bei Schwerdtfeger, 1975

16) BAUER,G. 1974: Anthropogene Landschaftsformen als Naturschutzgebiete
Landschaft und Stadt, 6, H.3, S.115-125

17) BECHET,G. 1974: Untersuchungen zur Entwicklung und Pflege von Brachflächen am Steilabfall der Schwäbischen Alb
Dipl.-Arbeit, Forstw.Fakultät, Freiburg i.Br.

18) BEGUIN,C. 1974: HEGG, O. ZOLLER,H. Landschaftsökologische-vegetationskundliche Bestandesaufnahme der Schweiz zu Naturschutzzwecken
in: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Erlangen

19) BENTHEM,R. 1971: Experiences in planning and Reconstruction of Landscape in the Netherlands
IOCN Publications new series N.21
Morges

2o) BENTS,D. 1974: Attraktivität von Erholungslandschaften. Ein Beitrag zur Quantifizierung der Erholungsfunktion
Dissert.Forstw.Fakultät, Freiburg

21) BENTS,D. 1976: mündliche Mitteilung bei der Besprechung von Skalierungsmethoden

22) BERGMANN,A. 1952: Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands
Jena

23) BEZZEL,E. 1974:
RANFTL,H.
Vogelwelt und Landschaftsplanung
Eine Studie aus dem Werdenfelser Land
Barmstedt

24) BEZZEL,E. 1976:
Vögel als Bewertungskriterien für Schutzgebiete - einige einfache Beispiele aus der Planungspraxis
Natur und Landschaft, 51, H.3, S.73-78

25) BIERHALS,E. 1971:
SCHARPF,H.
Zur ökologischen und gestalterischen Beurteilung von Brachflächen
Natur und Landschaft, H.2

26) BITTERLICH,W. 1961:
Vorschläge zum forstlichen Messungswesen
Allg.Forstzeitung, Wien, 72, S.2o9-211

27) BLASZYK,P. 1972:
Beeinträchtigung der freilebenden Tierwelt durch Pestizide
Berichte über Landwirtschaft, Bd.5o
Parey Verlag, Hamburg u.Berlin

28) BOSSAVY,J. 1968:
Informations sur les dommages causés par la pollution de l'air aux plantes et aux animaux dans les pays européens
in: Air pollution. Proceedings First European Congress
Wageningen

29) BRAUN,W. 1974:
Niedermoore und Streuwiesen als Lebensstätten besonderer Pflanzen und Probleme ihrer Erhaltung
Vortrag beim Seminar "Artenschutz und Biotopschutz für Pflanzen" der Bayerischen Naturschutzakademie

3o) BUCHWALD,K. 1971:
Die Natur hilft sich selbst. Zur Problematik von Brachflächen
in: Landbewirtschaftung ohne Agrarproduktion
Schriftenreihe f.Ländl.Sozialfragen
Hannover

31) BUCHWALD,K. 1972:
Umwelt und Gesellschaft zwischen Wachstum und Gleichgewicht
Raumforschung und Raumordnung, 3o, H.4-5,S.147-167

32) BUERGER,K. 1972:
Belastung der Landschaft und des Naturhaushalts.
Landschaft und Stadt, H.1, S.29-3o

33) BURCKHARDT,H. 1973:
Wandel der Landschaft und Flora von Duisburg und Umgebung seit 19oo
Duisburger Forschungen
Braun,Duisburg

34) BORING,H. 197o: Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Hinsicht
Dissertation, Gießen

35) BUTZKE u.a. 1975: Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen
Teil I
Düsseldorf

36) CARSON,R. 1964: Printemps silencieux
Editions Plon, Paris

37) DARMER,G. 1974: Feldornithologische Siedlungsdichteuntersuchungen
Ein Beitrag ökologischer Indikation zur Landschaftsplanung
Landschaft und Stadt, 6, H.1, S.17-26

38) DAUMEL,G. 1972: Landschaftspflege gegen Landschaftsverlust.
Zum Problem der Sozialbrache.
Landschaft und Stadt, 4, H.2, S.89-95

39) DAUBENMIRE,D. 1968: Plant Communities. A textbook of plant synecology.
Harper and Row, New York

4o) DIETERICH,M. 197o:
MÖLLER, S.
SCHLENKER,G. Urwald von Morgen. Baumwaldgebiete der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg
Ulmer,Stuttgart

41) DITTMAR,H. 1955: zitiert bei ENGELHARDT, 1968
Die Beeinflussung der Gewässer durch Maßnahmen des Wasserbaus.
in: Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz
BLV, München, Basel, Wien

42) DORNIER, 1975:
PROGNOS,
AMMER,U. Systemanalyse Baden-Württemberg
im Auftrag des Landes Baden-Württemberg
Stuttgart

43) EGGER u.a. 1972: Ökologische Probleme ausgewählter Entwicklungsländer
Hamburg

44) ELLENBERG,H. 1956: Wuchsklimakarte von Südwestdeutschland
1 : 2oo ooo Südlicher Teil
Stuttgart

45) ELLENBERG,H. 1958: Ober die Beziehung zwischen Pflanzengesellschaft, Standort, Bodenprofil und Bodentyp
in: Angewandte Pflanzensoziologie, Bd.15,
Stolzenau, Weser

46) ELLENBERG,H. 1963: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen
Bd.4: v.Einführung in die Phytologie
Ulmer, Stuttgart

47) ELLENBERG,H. 1973: Ökosystemforschung
Springer Verlag, Heidelberg, New York, Berlin

48) ENGEL,1941: Beiträge zur Faunistik der Kiefernkronen in verschiedenen Bestandestypen
Mitt.Forstwirt.u.Forstwiss.4, S.339

49) ENGELHARDT, 1968: Industrialisierung und Zunahme der Erdbevölkerung
in: Buchwald/Engelhardt Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz Bd.1, S.84

5o) ERZ,W. 1971: Landschaftsplanung, Tierökologie und Biotopgestaltung
Natur und Landschaft, 46, H.8, S.2o3-2o6

51) FABER,A. 1937: Erläuterungen zum pflanzensoziologischen Kartenblatt des mittleren Neckar- und des Ammertalgebietes
Stuttgart

52) FABER,A. 1955: Pflanzensoziologische Karte von Reutlingen und Umgebung

53) FALQUE,M. u.a. 1975: La planification écologique,moniteur des travaux publiques
29.3.1975

54) FISCHER,H. 1968: Der Wald als sozial- und wirtschaftsgeographischer Faktor
Naturw.Rundschau, 21, H.9, S.387-388

55) FRANK, 1956: Grundlagen, Möglichkeiten und Methoden der Sanierung von Feldmausplagegebieten
Nachrichtenblatt Dt.Pflanzenschutzdienst, 8, S.147

56) FRANZ,H. 1952/53: Dauer und Wandel der Lebensgemeinschaften
Schriften des Vereins z.Verbreitg.naturwiss. Kenntnisse, 93, S.27-45

57) FRANZ,H. 1968: Die Bodenfauna
in: Buchwald/Engelhardt
Handbuch f.Landschaftspflege u.Naturschutz
Bd.2, S.421-427

58) FED,197o: Dienstanweisung für die Forsteinrichtung in den Staats- u.Körperschaftswaldungen Landesforstverwaltung Baden-Württemberg

59) GERBER,E. 1974: Bodenzoologische und vogelkundliche Bestandesaufnahmen. Ein Mittel zur Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit von Rekultivierungsmaßnahmen
Landschaft und Stadt, H.3, S.125-136

6o) GEIGER,R. 1961: Das Klima der bodennahen Luftschicht
4.Auflage
Vieweg Verlag,Braunschweig

61) GILLETT,E. 1972: Action for wilderness
Sierra Club, San Francisco, New York

62) GOLDSMITH,E. 1972:
ALLEN,R. Planspiel zum Oberleben
Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart

63) GOODMANN, 1974: The validity of the diversity-stability hypothesis
in: Proceedings of the First Int.Congress of Ecology
Wageningen

64) GROSSER,K. 1961: Waldschutzgebiete als Objekte ökologischer Freilandforschung
Forschungen und Fortschritte,Berlin,35,S.356-358

65) GROSSER,K. 1967:
FISCHER,W.
MANSIK,K. Vegetationskundliche Grundlagen für die Erschließung und Pflege eines Systems von Waldreservaten
Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg, Beiheft 3, Potsdam

66) GUNDERMANN,E. 1972: Untersuchungen zur Erfassung, Wertung und Ordnung der Erholungsfunktion von Waldbeständen im Bayerischen Hochgebirge
FFA,München,Forschungsbericht,4

67) HABER,W. 1972: Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landesnutzungsplanung
Innere Kolonisation, 21,H.11,S.294-298

68) HAEUPLER,u.a. 1975: Verschollene und gefährdete Pflanzenarten in Niedersachsen
zitiert bei Meisel, Hübschmann 1975

69) HARTWEG,A. 1975: Ein Beitrag zur Quantifizierung der Sozialfunktion des Waldes als Element der Infrastruktur
Dissertation,Forstw.Fakultät Freiburg i.Br.

7o) HEYDEMANN,1964 — Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste,ein ökologischer Vergleich (Coleopt.,Carabidae)
Zool.Anzeiger,172,S.49

71) HENNE,A. 1972 — Die Sozialfunktion des Waldes in der mittelfristigen,forstlichen Planung
AFZ,27,H.24,S.5o4-5o9

72) HUNECKE,D. 1967 — Steigerung der Holzerzeugung durch Aufforstung von Grenzertragsböden und Ödland
Dissertation,Hamburg

73) JAEGER,K. 1974 — Sozialbrache,auch ein biologisches Plus
Forst- u.Holzwirt,29,H.11,S.25o,252-254

74) JAHN-DESBACH,W. 1968 — Das Ackerland im Landschaftshaushalt
in:Buchwald/Engelhardt:Handbuch f.Landschaftspflege u.Naturschutz,Bd.2,S.143-176

75) JAKUCS,P. 1972 — Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen
Verlag der Akad.d.Wiss.,Budapest

76) KACZMAREK,1962 — zitiert in Stugren,1972:
Grundlagen der allgemeinen Ökologie
Fischer Verlag,Jena

77) KIEMSTEDT,H. 1967 — Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung
Beiträge zur Landespflege,Sonderheft 1
Ulmer Verlag ,Stuttgart

78) KILGORE,E. 1966 — Wilderness in a changing world
Sierra Club,San Francisco

79) KLINGEREN,v.d. 1966 u.a. — A study of the hare (lepus europeus) in relation to the use of pesticides in a polder in the Netherlands
J.Appl.Ecology,3,S.125-131

8o) KOEMANN,J. 197o — Het vorkommen en de toxicologische betekenis van enkele chloorkoolwaterstoffen aan de Nederlandse kust in de periode 1965-197o
Dissertation,Berlicum

81) KRAUS,O. 1966 — Zerstörung der Natur,unser Schicksal von morgen?
Verlag Glock und Lutz,Nürnberg

82) KREBS,C. 1972 — Ecology.The experimental analysis of distribution and abundance
Harper and Row,New York

83) KREUTZ,W. 1968 — Beeinflussung des Standortklimas durch Windschutz in:Buchwald/Engelhardt:Handbuch f.Landschaftspflege und Naturschutz,Bd.2,S.257-278

84) LANDOLT,E. 1971 — Bedeutung und Pflege von Biotopen in:Schutz unseres Lebensraumes Hrsg.H.Leibundgut Verlag Huber,Frauenfeld

85) LEEUWEN,C.v. 1966 — A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation Wentia,15,S.25-46

86) LEIBUNDGUT,H.1945 — Waldbauliche Untersuchungen über den Aufbau von Plenterwäldern Mitt.Schweiz.Anst.Forstl.Versuchswesen Nr.24,S.219-296

87) LEIBUNDGUT,H. 1949 — Grundzüge der Schweizerischen Waldbaulehre Forstw.Centralblatt,68,S.257-291

88) LEIBUNDGUT,H. 1975 — Wirkungen des Waldes auf die Umwelt des Menschen Eugen Rentsch Verlag,Zürich u.Stuttgart

89) LEYHAUSEN,1976 — zitiert in Améry,1976

9o) LLOYD,M. 1964 GHELARDI,R. — A table for calculating the equitability component of species diversity J.Animal Ecology,33,S.421-425

91) Long,G. o.D. — Apercu critique sur la conception et le role des études écologiques appliquées âla planification du développement régional CNRS,Montpellier

92) LOCKIE, 1964 RATCLIFFE — Insecticides and Scottish Golden Eagles British birds,57,S.89-1o2

93) LUKOWSKI,S. 1968 — Emsland-heutige Kulturlandschaft Neue Landschaft,13,H.1,S.14-16

94) MAAREL,E.v.d. 1971 — Florastatistiken als bijdrage tot de evaluatie van Natuurgebieden Gorteria,5,S.176-188

95) Mac ARTHUR,R. 1961 — On bird species diversity Ecology,42,S.594-598

96) Mac TAGGART,C. 1973 — Vanishing species:habitat change and reconciling conflict in:IUCN Publ. New Series,No.28 Morges

97) MANTEL,K. 1965 — Neue Wege der Forstpolitik in:Schriftenr. der forstl.Abteilung der Universität Freiburg,Bd.4,S.12-33

98) MARGALEF,R. 1958 — Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton in:Perspectives in marine biology Berkeley

99) MARGALEF,R. 1963 — On certain unifying principles in ecology Amer.Naturalist,97,S.357-374

1oo) MARGALEF,R. 1968 — Perspectives in ecological theory University of Chicago Press,Chicago

1o1) MATTERN,H 1964 — Gras darf nicht mehr wachsen Berlin

1o2) MAY,R.1974 — Stability in ecosystems:some comments in:Proceed.First Int.Congress of Ecology the Hague

1o3) MEISEL,K. 1958 — Vergleich zwischen Boden- und Vegetationskarte in:Angewandte Pflanzensoziologie Stolzenau/weser

1o4) MEISEL,K. 1975 HOBSCHMANN,A.v. — Der Rückgang von Nass- und Feuchtgebieten im Emstal Natur und Landschaft,5o,H.2,S.33-38

1o5) MENHINICK,E. 1964 — A comparison of some species diversity indices applied to samples of field insects Ecology,45,S.859-861

1o6) MERFORTH,M. 1973 — Brachflächen-Chaos oder Chance? Deutsche Landw. Presse,96,S.1-2o

1o7) MEYER-BRENKEN,1965 — zitiert in Erz,1972: Veränderungen in der Wirbeltierfauna als Folge technischer Entwicklung Ber. über Landw.,NF Bd.5o,S.1oo-111

1o8) MEYER,J. 1972 — Erholungsflächen-eine Nutzungsalternative für die aus der Landbewirtschaftung ausscheidenden Flächen
Informationen,Institut f.Raumordng.,22,S.429

1o9) MITSCHERLICH,G. 1975 — Wald,Wachstum und Umwelt Bd.3
Sauerländer Verlag,Frankfurt

11o) MÖRZER-BRUINS, 1962 — De massensterfte van vogels in Nederland door vergifting met bestrijdingsmiddelen in het vorjaar van 196o
Landbouwk.Tijdschr.,74,S.578-588

111) MÖLLER,T. 1966 — Die Wald-,Gebüsch-,Saum-,Trocken- und Halbtrockenrasen des Spitzbergs in:Der Spitzberg bei Tübingen.Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württbg.
Bd.3,S.278-475

112) MÖLLER,T. 1974
OBERDORFER,E.
PHILIPPI,G. — Die potentielle natürliche Vegetation von Baden-Württemberg.
Beiheft 6 zu Veröff. der Landesstelle f.Naturschutz u.Landschaftspflege,Ludwigsburg.

113) NEUMEYER, 1972 — Zur Problematik der Szialbrache in Raumordnung und Landesplanung
Informationen,Inst.f.Raumordng.,22,H.13,S.337

114) NIEMANN,E. 1965 — Methodische Fragen zur wissenschaftlichen Erschliessung von Naturschutzgebieten
Archiv f.Naturschutz und Landesforschung 5,H.2,S.89-1o6

115) NIEMANN,E. 1968 — Gedanken zur Problematik von Totalreservaten in Wäldern
Archiv f. Naturschutz u.Landesf.,8,H.4, S.273-29o

116) NOIRFALISE,A. 1974 u.a. — Ökologische Folgen der Anwendung moderner Produktionsmethoden in der Landwirtschaft
EG,Hausmittlg.über Landw.,No 137
Brüssel

117) OBERDORFER,E.1957 — Süddeutsche Pflanzengesellschaften
Fischer Verlag,Jena

118) ODUM,H.T. 196o — An organizational hierarchy postulate for the interpretation of species-individuals distribution,spe-ies entropy and ecosystem evolution and the meaning of a species variety index.
Ecology,41,S.395-399

119) ODUM,E.P. 1969 — The strategy of ecosystem development Science,164,S.262-27o

12o) ODUM,E.P. 1971 — Fundamentals of ecology. 3rd.ed. W.Saunders,Philadelphia

121) OLSCHOWY,G. 1969 u.a. — Zur Belastung der Landschaft Schriftenreihe f.Landschaftspflege und Landschaftsschutz,H.4 Hiltrup

122) ORIANS,G. 1974 — Diversity,stability and maturity in ecosystems in:Proceed.First Int. Congress of Ecology The Hague

123) OSCHE,G, 1972 — Evolution.Grundlagen-Erkenntnisse, Entwicklungen der Abstammungslehre Herder Verlag,Freiburg

124) PAPP,A.v. 1974 — Sozialbrache,Herausforderung und Chance der Raumordnungspolitik Innere Kolonisation,23,H.4,S.99-1o1

125) PEITZMEIER, 1969 Hrsg. — Avifauna von Westfalen Abhandlg.Landesmuseum f. Naturkunde,Bd.31 Münster

126) PIANKA,E. 1966 — Convexity,desert lizards and spatial heterogeneity Ecology,47,S.1o55-1o59

127) PIELOU,E. 1966 — The measurement of diversity in different types of biological collections Journal Theoretical Biology,13,S.131-144

128) PITZER,E. 1974 — Stand der "roten Liste" der in der Bundesrepublik gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. Forschung BMELF,Jahresbericht 1973,Teil F 12

129) PFADENHAUER,J. 1976 — Arten- und Biotopschutz für Pflanzen - ein landeskulturelles Problem Landschaft und Stadt,8,H.1,S.37-44

13o) PFLUG,W. 1968 — Landschaftspflege und Grünordnung im Naturpark Nassau Garten und Landschaft,78,H.1,S.8

131) POPP,1966
MÜLLER
zitiert bei Erz,1972:
Veränderungen in der Wirbeltierfauna als Folge technischer Entwicklung
in:Ber.über Landw.,NF Bd.5o,S.1oo-111

132) PRODAN,M. 1961
Forstliche Biometrie
BLV Verlag,Wien,Basel

133) PRODAN,M. 1965
Zur Wertschätzung des Waldes
in:Schriftenr.d.forstl.Abteilung d.Universität Freiburg,Bd.4,S.34-5o

134) RAABE, 1955
Ober die Verarmung der L-ndschaft
Schriftenr.Naturw.Verein Schleswig-Holstein 27,S.171-189

135) RADEMACHER, 1961
Fragen der Unkrautkonkurrenz
Tagungsber. dtsche Akad.Landw.wiss.,33,157-179

136) REICHOLF, 1973
Die Bedeutung nicht bewirtschafteter Wiesen für unsere Tagfalter
Natur und Landschaft,48,H.3,S.8o-81

137) RIEMANN, 1971
u.a.
Sozialbrache in Nordrhein-Westfalen.
Schriftenr. d. Ministerpräsidenten des Landes Nordrhein-Westfalen,H.31
Düsseldorf

138) RINGLER,A. 1976
Verlustbilanz nasser Kleinstbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland
Natur und Landschaft,51,H.7/8,S.2o5-2o9

139) ROBINSON,W. 1948
Pesticides in the living landscape
J.Wildlife Management,13,3,

14o) ROST,F. 1971
Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen
Waldhygiene,9,H.3,S.65-69

141) RUPPERT,K. 1971
Zur Beurteilung der Erholungsfunktion siedlungsnaher Wälder
Mitt.hess.Landesforstverwaltung,H.8
Sauerländer Verlag ,Frankfurt

142) SAUBERER,M. 1972
Mathematische Modelle in der Stadt- und Regionalplanung.Ein Oberblick
Akad.Raumf.und Landespl. ,3o,1,S.3-8
Hannover

143) SCAMONI,A. 1963
Einführung in die praktische Vegetationskunde
Deutscher Verlag d.Wissenschaften,Berlin

144) SCHLENKER,G. 1954
KRAUSS,O.
Regionale Arbeitsgemeinschaften für forstliche Standortskunde
AFZ,125,S.249-259

145) SCHMIDT,G. 1969
Vegetatationsgeographie auf ökologisch-soziologischer Grundlage
BSB B.G. Teubner Verlagsges.,Leipzig

146) SCHNURRBUSCH,G. 1974
Technologische und landeskulturelle Faktoren bei der sozialistischen Neugestaltung
Archiv f.Naturschutz u. Landschaftsf. H.1,s.86-87

147) SCHÖNAMSGRUBER,H. 1971
Die Pflege von Naturschutzgebieten in der Praxis
In:Schriftenreihe f.Landschaftspflege und Naturschutz,H.6
Bonn-Bad Godesberg

148) SCHREIBER,K.F. 1965
WELLER,F.
Die natürlichen Grundlagen landbaulicher Nutzungsmöglichkeiten in Mittelbaden
Planungsgem. Mittelbaden,Vierteljahressch.

149) SCHRETZENMAYR,M. 1967
Forstgesellschaften und die potentielle Waldvegetation
Archiv f. Forstwesen,16,H.4,S.327-331

15o) SCHWERDTFEGER,F. 1946
Kahlhiebe,Kulturplanung und Forstschutz
Forst u.Holz,1,S.1o5-1o8

151) SCHWERDTFEGER,F. 1957
Zur Beeinträchtigung der Waldbiozönose durch Anwendung von Insektiziden
Verhandlg.4.Int. Kongress Pflanzenschutz

152) SCHWERDTFEGER,F. 1975
Synökologie
Paul Parey Verlag,Hamburg und Berlin

153) SEIBERT,P. 1972
ZIELONKOWSKY,W.
Landschaftsplan "Pupplinger und Ascholdinger Au". Ein Beitrag zur Landschaftspflege
aus der Forstl.Forschungsanstalt,München

154) SEIBERT,P. 1974
HAGEN,J.
Zur Auswahl von Waldreservaten in Bayern
Forstw.Centralblatt,93,S.274-284

155) SEIBERT,P. 1975
Versuch einer synoptischen Eignungsbewertung von Ökosystemen und Landschaftseinheiten
Forstarchiv,48,H.5,S.89-97

156) SHANNON,C. 1963 — The mathematical theory of communication
University of Illinois Press,Urbana

157) SHEPARD,R. 1964 — On subjectively optimum selection among multiattribute alternatives
in:Shelly/Bryan:Human judgements and optimality
New York

158) SORENSEN,T. 1948 — A method of establishing groups of equal amplitude in plant society based on similarity of species content
Kon.Danske Videsk.Selsk.,2,S.471-48o

159) SPEIDEL,G. 1972 — Planung im Forstbetrieb
Paul Parey Verlag,Hamburg und Berlin

16o) SPEIGHT,M. 1973 — Outdoor recreation and its ecological effects
Discussion papers in conservation
University College,London

161) SPERBER,G. 1971 — Verpassen wir eine Möglichkeit,unsere Landschaft zu heilen?
Das Tier,11,H.12,S.4o-44

162) STÄHLIN,A. 1973
STÄHLIN,L.
SCHÄFER,K. — Zur Frage des Eingriffs in die Entwicklung der Pflanzenbestände auf aufgelassenem Kulturland
Natur und Landschaft,48,H.3,S.63-69

163) STEINITZ,C. 1972 — Potentielle Umweltbelastung durch eine Schnellstraße in Rhode Island/USA
Garten und Landschaft,12,S.549-551

164) STUGREN,B. 1972 — Grundlagen der allgemeinen Ökologie
Fischer Verlag,Jena

165) SUKOPP,H. 1971 — Bewertung und Auswahl von Naturschutzgebieten
in:Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz,H.6
Bonn-Bad Godesberg

166) SUKOPP,H. 1972 — Grundzüge eines Programmes für den Schutz von Pflanzenarten in der Bundesrepublik
in:Artenschutz,Schriftenreihe f.Landschaftspflege und Naturschutz,H.7
Bonn-Bad Godesberg

167) SUKOPP,H. 1974 — Die Bedeutung von Schutzgebieten für die Pflanzen- und Tierwelt in:Geschützte Landschaft-Gesunde Umwelt Jahrbuch f. Naturschutz und Landschaftspflege,Bonn

168) SURBER,E. 1973 AMIET, KORBERT — Das Brachlandproblem in der Schweiz Berichte d. Eidg. Anstalt f.das forstl. Versuchswesen,Nr.12 Birmensdorf

169) TISCHLER,W. 1955 — Synökologie der Landtiere Fischer Verlag,Jena

17o) TISCHLER,W. 1958 — Synökologische Untersuchungen der Fauna der Felder und Feldgehölze Zeitschrift f. Morphologie und Ökologie der Tiere,47,H.1,S.54-114

171) TISCHLER,W. 1968 — Landschaftsstrukturwandel und Lebewelt in:Buchwald/Engelhard:Handbuch für Landschaftspfl. u.Naturschutz,Bd.2,S.71-81

172) THIENEMANN,A. 192o — Die Grundlagen der Bioszönotik und Monards faunistische Prinzipien Festschrift für Zschokke,Nr. 4,Basel

173) THIENEMANN,A. 1956 — Leben und Umwelt.Vom Gesamthaushalt der Natur rde,Rowohlt Verlag,Hamburg

174) TORGERSON,W. 1967 — Theory and methods of scaling J.Wiley ,New York

175) TOXEN,R. 195o — Neue Methoden der Wald- und Forstkartierung Mitt.flor.soziol. Arbeitsgem.,NF 2,S.217-219

176) TOXEN,R. 1956 — Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung in:Angew.Pflanzensoziologie,Bd.13,S.5-42

177) TOXEN,R. 1966 Hrsg. — Anthropogene Vegetation Bericht Int. Symposium d. Int. Vereins für Vegetationskunde Verlag Dr.Junk,Den Haag

178) WALTER,H. 196o — Grundlagen der Pflanzenverbreitung 1.Teil Band III von:Einführung in die Phytologie,Ulmer Verlag,Stuttgart

179) WALTER,H. 197o
Vegetationszonen und Klima
Ulmer Verlag,Stuttgart

18o) WALTER,H. 1973
Allgemeine Geobotanik
Ulmer Verlag,Stuttgart

181) WESTHOFF,V. 1968
Die ausgeräumte Landschaft.Biologische Verarmung und Bereicherung der Kultur-Landschaften
in:Buchwald/Engelhardt:Handbuch f.Landschaftspfl. u.Naturschutz,Bd.2,S.1-11

182) WESTHOFF,V. 1968
Die Reste der Naturlandschaft und ihre Pflege
ebenda,Bd.3,S.251-265

183) WENTZEL, 1967
zitiert in Bossavy,1968

184) WILKENS,M. 1972 u.a.
Anwendungsversuche von Optimierungsmodellen in der Stadtplanung
Akademie f.Raumforschung u.Landesplanung 3o,H.1,S.18-27

185) WILMANNS,O 1973
Ökologische Pflanzensoziologie
Quelle und Meyer,Heidelberg

186) WINK,M. 1974
Veränderungen des Brutvogelbestandes in der Siegniederung bei Bonn in den vergangenen 14 Jahren (196o-1973)
Vogelwelt,95,H.4,S.121-137

187) WOODWELL,G. 197o
Effect of pollution on the structure and physiology of ecosystems
Science,168,no.393o

188) WURSTER, 1965
Bird mortality following DDT spray for Dutch elm disease
Ecology,46,S.488-499

189) ZANGEMEISTER,C. 1971
Nutzwertanalyse in der Systemtechnik
Wittemannsche Buchhandlung,München,2.Aufl.

19o) ZILLENBILLER,E. 1972
Die gegenwärtige Lage und die Entwicklungsmöglichkeiten der Landwirtschaft in Baden-Württemberg
in:Landesplanerische Aspekte der Entwicklung der Land- und Forstwirtschaft in Bad.-Württbg.
Veröff. Akademie f.Raumf. u. Landespl.,Bd.68
Jänecke Verlag,Hannover

191) ZUNDEL,R. 1967 Schutzpflanzungen
Mitteilungen der Baden-Württembergischen
Forstl. Versuchsanstalt,Nr.22

192) ZUNDEL,R. 1972 Landespflegerische und raumordnerische
Aspekte der Aufforstung oder anderweitigen
Verwendung landwirtschaftlicher Grenzer-
tragsböden
Informationen,Institut für Raumordnung
22,H.16,S.4o3-416

Lebenslauf

Ich, George Bechet, wurde am 24.2.1949 in Luxemburg-Stadt als 2.Kind des Industriekaufmanns Walter Bechet und seiner Ehefrau Catherine, geb.Bartholmy, geboren. Von 1956 bis 1962 besuchte ich die Volksschule in Luxemburg-Gasperich und anschließend von 1962 bis 1969 das humanistische Athenäum in Luxemburg-Stadt, wo ich im Juni 1969 das Abitur ablegte.

Im Oktober 1969 immatrikulierte ich mich an der Albert-Ludwigs-Universität in Freiburg im Breisgau. Im Oktober 1971 legte ich den ersten, im April 1972 den zweiten Teil der forstlichen Vorprüfung ab. Im Mai 1974 bestand ich die forstliche Diplomprüfung.

Seit Juni 1974 bin ich bei Prof.Dr.U.Ammer als wissenschaftlicher Mitarbeiter im Rahmen des DFG-Projektes "Quantifizierung der Sozialfunktion des Waldes" beschäftigt.

In bin seit dem 16.Juli 1976 verheiratet.

difo-druck · 8600 bamberg
untere königstraße 30